



De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde

Tom Ysebaert^{1,2}, Johan Craeymeersch¹, Daphne van der Wal²

¹IMARES Wageningen UR | ²NIOZ

IMARES Rapport: C066/16

De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde

Auteur(s): Tom Ysebaert^{1,2}, Johan Craeymeersch¹, Daphne van der Wal²
¹IMARES Wageningen UR | ²NIOZ

Publicatiedatum: 15 juni 2016

IMARES Wageningen UR
Yerseke, juni 2016

IMARES rapport C066/16

© 2016 IMARES Wageningen UR

IMARES, onderdeel van Stichting DLO.
KvK nr. 09098104,
IMARES BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

De Directie van IMARES is niet aansprakelijk voor gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van IMARES; opdrachtgever vrijwaart IMARES van aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Dit rapport is vervaardigd op verzoek van de opdrachtgever hierboven aangegeven en is zijn eigendom. Niets uit dit rapport mag weergegeven en/of gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt worden zonder schriftelijke toestemming van de opdrachtgever.

A_4_3_1 V23

Ysebaert, T., Craeymeersch, J., van der Wal, D. 2016. De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde. Wageningen, IMARES Wageningen UR (University & Research centre) en Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee. IMARES rapport C066/16.

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving

IMARES Wageningen UR is ISO 9001:2008 gecertificeerd.

Foto omslag: Daphne van der Wal (Plaat van Valkenisse, september 2011)

Inhoud

Samenvatting	6
1 Aanleiding voor dit onderzoek	9
2 Inleiding	11
2.1 Dynamiek en gradiënten in een estuarium	11
2.2 Ecotopen	12
2.3 Zoutwater Ecotopen Stelsel (ZES.1)	13
2.4 Hoogdynamisch en laagdynamisch	14
2.5 Opzet en doelstelling van dit rapport	15
3 Het voorkomen van bodemdieren in het sublitoraal in relatie tot hydrodynamiek: onderscheid tussen hoogdynamisch en laagdynamisch habitat	17
3.1 Inleiding	17
3.2 Data en data-analyse	17
3.2.1 Sublitorale datasets	17
3.2.2 Deelgebieden	19
3.2.3 Omgevingsvariabelen gekoppeld aan bodemdieren bemonsteringslocaties	19
3.2.4 Biotische indicatoren	21
3.2.5 Gemeenschapsanalyse (multivariate analyse)	22
3.2.6 Onderscheid tussen ecologisch rijke en arme habitats – Habitat Mapping methode	22
3.3 Resultaten	25
3.3.1 Algemene beschrijving bodemdierkarakteristieken dataset Habitatmapping sublitoraal	25
3.3.2 Abiotiek dataset Habitatmapping sublitoraal	28
3.3.3 Relatie biota met omgevingsvariabelen (Dataset Habitatmapping sublitoraal)	29
3.3.4 Onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch sublitoraal habitat	31
3.3.5 Vergelijking met de MWTL 2007-2012 dataset	38
4 Bodemdieren in relatie tot morfodynamiek, hydrodynamiek en droogvalduur in het litoraal in de Westerschelde	46
4.1 Inleiding	46
4.2 Data en data-analyse	46
4.2.1 Detailstudie bodemdieren in relatie tot morfodynamiek en hydrodynamiek	46
4.2.2 Opschaling litoraal Westerschelde	52
4.3 Resultaten	54
4.3.1 Detailstudie bodemdieren in relatie tot morfodynamiek en hydrodynamiek	54
4.3.2 Bodemdieren in relatie tot geomorfologie in het litoraal in de Westerschelde	66
4.3.3 Voorspelling van ecologische rijkdom uit stroomsnelheid en droogvalduur in het litoraal van de Westerschelde	71
5 Conclusies en aanbevelingen	75
6 Dankwoord	79
7 Literatuur	80
Verantwoording	82

Samenvatting

Voor het beleid van de Westerschelde, onder meer in het kader van de derde verruiming van de Westerschelde, wordt groot belang gehecht aan het voorkomen van laag- en hoogdynamische habitats (ecotopen) en hoe de verhouding tussen beide reageert op menselijke ingrepen. Zo is bij de vergunningverlening van de derde verruiming gesteld dat het areaal laagdynamisch gebied niet mag afnemen en zelfs enigszins moet toenemen, ten einde de ecologische rijkdom te behouden op het niveau van de afgelopen jaren. Het maken van het onderscheid in laag- en hoogdynamisch gebied is met name gebaseerd op het voorkomen van macrozoöbenthos (bodemdieren). De relatie tussen ecologische rijkdom (van bodemdieren) en dynamiek (hoog-dynamisch, laag-dynamisch) is tot op zekere hoogte bekend, maar er is behoefte aan een beter onderbouwd onderscheid tussen laag-dynamisch/ecologisch rijk en hoog dynamisch/ecologisch arm gebied. Hiervoor is gericht aanvullend onderzoek noodzakelijk naar de relatie tussen bodemdieren en hydrodynamiek/bodem morfologie. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde.

Deze studie, in opdracht van Rijkswaterstaat, heeft als doel de relatie tussen bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen nader te onderzoeken en daarmee een betere onderbouwing te verkrijgen van de grens tussen hoog- en laagdynamische gebieden in de sublitorale en litorale gebieden van de Westerschelde.

De studie is gebaseerd op data die gericht verzameld zijn met als doel de relatie tussen bodemdieren en hydrodynamiek te onderzoeken. In het sublitoraal zijn dit data verzameld in 2008 t.h.v. Walsoorden (Ysebaert et al. 2009), en, als vervolg hierop, in 2011 in het westelijk en middendeel van de Westerschelde. In het litoraal betreft het een uitgebreide bemonsteringscampagne op twee plaatgebieden, Rug van Baarland en Plaat van Valkenisse in 2011 en 2012. Daarnaast is gebruik gemaakt van de in het kader van MWTL verzamelde bodemdiermonsters uit de periode 2007-2012. Deze data zijn gebruikt ter validatie en opschaling. De analyse en resultaten van de sublitorale en litorale datasets worden apart gepresenteerd.

De analyse van de sublitorale datasets toont een duidelijke negatieve relatie tussen stroomsnelheid en biotische indicatoren zoals soortenrijkdom, log getransformeerde dichtheid, log getransformeerde biomassa en ecologische rijkdom (i.e. een combinatie van de drie variabelen soortenrijkdom, log getransformeerde dichtheid, log getransformeerde biomassa). Bij toenemende stroomsnelheid nemen de biotische indicatoren af. Er is sprake van een lineaire afname, met een zeer sterke spreiding. Dit geldt ook voor de relatie met duur stroomsnelheid > 65 cm/s, mediane korrelgrootte en diepte. Enkelvoudige regressies laten zien dat de biotische indicatoren het best relateren met maximale stroomsnelheid, bij de meervoudige regressies zien we steeds maximale stroomsnelheid gecombineerd met andere omgevingsvariabelen (afhankelijk van de biotische indicator) als beste model. De Habitat

Mapping methode (Ysebaert et al. 2009) werd toegepast om de biotische indicatoren te voorspellen uit abiotische variabelen en grenzen in abiotische variabelen vast te stellen voor het voorkomen van ecologisch rijk en ecologisch arm gebied. De resultaten tonen ook hier dat maximale stroomsnelheid het best de variatie binnen de biotische indicatoren verklaart. In combinatie met twee variabelen zijn het maximale stroomsnelheid met mediane korrelgrootte of maximale stroomsnelheid met diepte die de beste modellen opleveren. De analyses levert een onderscheid in twee benthosgemeenschappen: een "ecologisch rijke" bodemdiergemeenschap en een "ecologisch arme" bodemdiergemeenschap. De eerste wordt gekenmerkt door een relatief groot aantal soorten, hoge totale densiteit en biomassa, en een dominantie van bivalven zoals *Macoma balthica* en *Ensis directus* en polychaeten zoals *Aphelochaeta marioni*, *Pygospio elegans*, en *Capitella capitata*. Mobiele kreeftachtigen zoals *Bathyporeia* spp., *Gastrosaccus spinifer*, *Eurydice pulchra* en *Parahaustorius holmesi* zijn duidelijk beter vertegenwoordigd in de ecologisch arme groep. Voor het onderscheid tussen laag- en hoogdynamisch sublitoraal ecotoop wordt in het Zoute Ecotopenstelsel (ZES.1) de grens gelegd op 80 cm/s. Uit dit onderzoek blijkt die grens hoger te liggen, eerder in de range van 95-110 cm/s (afhankelijk van de dataset en het gebruikte hydrodynamische model). Voor de tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s ligt de grens voor ecologische rijkdom rond 110 minuten. Voor diepte ligt de grens op -4,4 m NAP.

Het litorale deel van het onderzoek gaat in op de vraag of er een scherpe grens is tussen hoog- en laagdynamische gebieden op droogvallende slikken en platen, of dat er tussenvormen zijn. Er zijn gedetailleerde metingen gedaan naar de variatie in bodemdieren in en tussen gebieden met verschillende bedvormen en dynamiek. Binnen de gebieden met megaribbels vinden we over het algemeen een duidelijke segregatie in omgevingsvariabelen (zoals hoogte, korrelgrootteverdeling van het sediment, chlorofylgehalte) tussen dalen, flanken en toppen van megaribbels. De bodemdiersamenstelling verschilt ook tussen de dalen, flanken en toppen, maar de overlap in soorten is erg groot. Op de Rug van Baarland Zuid zien we dat er een duidelijke afname in bodemdierrijkdom is met toenemende hydrodynamiek en morfodynamiek. Er zijn ook verschillen in bodemdierdichtheid en in soortensamenstelling geconstateerd tussen de gebieden op Rug van Baarland en Plaat van Valkenisse, die mogelijk (deels) toe te schrijven zijn aan het verschil in zoutgehalte. De respons van de bodemdieren op substraat- en hydrodynamiek lijkt echter ook per gebied te variëren. Een analyse van de MWTL bodemdierdata (2007-2012) in de litorale zone in de gehele Westerschelde laat zien dat het bodemleven minder rijk is naar mate de stroomsnelheid toeneemt en de hoogte/droogvalduur afneemt, maar met een zeer sterke spreiding. In de bodemdiersamenstelling is een grote overlap in taxa te zien tussen de geomorfologische eenheden die de bodemvormen en de hydrodynamiek beschrijven. Desondanks bevestigt de studie dat de laagdynamische gebieden inderdaad het rijkst aan bodemdieren zijn, waarbij een groot aantal soorten karakteristiek zijn, waaronder *Macoma balthica*, *Pygospio elegans* en *Heteromastus filiformis*. De gebieden met hoge ($H > 25\text{cm}$) megaribbels zijn het armst, waarbij vooral *Bathyporeia* spp. en *Heteromastus filiformis* karakteristiek zijn. Hoogdynamisch golvend gebied is vergelijkbaar in bodemdiersamenstelling met die in het hoogdynamisch gebied met hoge ($H > 25\text{cm}$) megaribbels. De hoogdynamische vlakke gebieden hebben een afwijkende samenstelling die tussen de laagdynamische en hoogdynamische gebieden in lijkt te liggen, met onder andere de karakteristieke soorten *Bathyporeia* spp., *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*. Op basis van een multivariate analyse lijkt de grens tussen hoogdynamisch en laagdynamisch gebied (op basis van de geomorfologische kaart) dus een goede grens tussen arme en rijke bodemfauna in het litoraal. Echter, binnen zowel het hoogdynamisch gebied als het laagdynamisch gebied zijn er substantiële verschillen in ecologische rijkdom, met name gerelateerd aan hoogteligging (droogvalduur), maar in het hoogdynamisch gebied ook gerelateerd aan bodemvormen.

De Habitat Mapping methode werd tevens toegepast om de biotische indicatoren te voorspellen uit abiotische variabelen en grenzen in abiotische variabelen vast te stellen voor het voorkomen van ecologisch rijk gebied in het litoraal (MWTL dataset 2007-2012). Ook in het litoraal zien we een lineaire afname van de biotische indicatoren met toenemende maximale stroomsnelheid, en met afnemende droogvalduur (behalve op de zeer hoge delen). Maximale stroomsnelheid verklaart, net als in het sublitoraal, het best de variantie binnen de biotische indicatoren. In tegenstelling tot het sublitoraal wordt de grens tussen ecologisch rijk en arm voor maximale stroomsnelheid lager beoordeeld, in de range 43-58 cm/s, wat deels te wijten zou kunnen zijn aan een model onderschatting. Voor droogvalduur wordt de grens tussen ecologisch rijk en ecologisch arm

geobserveerd bij 37-48% droogvalduur. Er zijn verschillen tussen de zoute en brakke zone, maar doorgaans worden dezelfde trends waargenomen.

Samenvattend toont dit onderzoek dat zowel in het sublitoraal als litoraal de hydrodynamiek een belangrijk deel van de variatie in bodemdiergemeenschappen verklaart. Met toenemende stroomsnelheid zien we een afname in de ecologische rijkdom (soortenrijkdom, log getransformeerde densiteit en log getransformeerde biomassa) van bodemdieren en een verschuiving in dominantie van kenmerkende soorten. Daarnaast is ecologische rijkdom ook gerelateerd aan andere omgevingsvariabelen zoals mediane korrelgrootte, diepte (in het sublitoraal) en droogvalduur (in het litoraal), maar deze variabelen zijn ook deels gecorreleerd met hydrodynamiek. Wat opvalt is de relatief grote spreiding in de relaties, en er is eerder sprake van (lineaire) gradiënten dan wel een duidelijke segregatie in verschillende bodemdiergemeenschappen in relatie tot de omgevingsvariabelen. Aanbevelingen worden gedaan voor vervolgstappen.

1 Aanleiding voor dit onderzoek

De Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie wil blijven investeren in een veilig, ecologisch veerkrachtig en economisch vitaal Schelde-estuarium. Hiervoor stelde ze de Agenda voor de Toekomst op (www.vnsc.eu). Deze agenda richt zich in eerste instantie op de uitvoering van een gezamenlijk onderzoeksprogramma. Een belangrijk onderdeel van de agenda vormt het monitoringsprogramma dat in het Ook in de toekomst wil de Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie blijven investeren in een veilig, ecologisch veerkrachtig en economisch vitaal Schelde-estuarium. Daarom stelde ze de Agenda voor de Toekomst op. Deze agenda richt zich in eerste instantie op de uitvoering van een gezamenlijk onderzoeksprogramma. Een van de studies gaat na hoe doeltreffend (grootschalig) sedimentbeheer is voor het versterken van de veiligheid, de natuurlijkheid en de toegankelijkheid van het gebied. kader van de derde verruiming van de Schelde wordt uitgevoerd. De monitoringsresultaten en nieuwe inzichten worden ingezet om te bepalen waar het best baggerspecie kan gestort worden. Dit zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Dit programma is onder meer gericht op het bepalen en in de tijd volgen van het areaal laagdynamisch gebied in verhouding tot het areaal hoogdynamisch gebied. Bij de vergunningverlening van de derde verruiming is gesteld dat het areaal laagdynamisch gebied niet mag afnemen maar zelfs enigszins moet toenemen, ten einde de ecologische rijkdom te behouden. Het maken van het onderscheid in laag- en hoogdynamisch gebied is met name gebaseerd op het voorkomen van macrozoöbenthos (bodemdieren). De relatie tussen ecologische rijkdom (van bodemdieren) en dynamiek (hoog-dynamisch, laag-dynamisch) is tot op zekere hoogte bekend, maar vanuit het beleid is er nood aan een beter onderbouwd onderscheid tussen laag-dynamisch/ecologisch rijk en hoog dynamisch/ecologisch arm gebied. Hiervoor is gericht aanvullend onderzoek noodzakelijk naar de relatie tussen bodemdieren en hydrodynamiek/bodem morfologie.

Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde. Monitoringsresultaten en nieuwe inzichten bepalen de precieze plaatsen waar dat het best gebeurt. Dat zogenaamd flexibel storten speelt een belangrijke rol om eventuele natuurschade als gevolg van de baggerwerken te voorkomen. Het helpt om de natuurwaarden en de ecologie van de Scheldebodem in stand te houden en zo mogelijk verder te ontwikkelen. De methode van flexibel storten is ingevoerd vanaf de derde verruiming van de Schelde.

Een eerste onderzoek naar deze relatie werd uitgevoerd in het kader van LTV O&M, een gemeenschappelijk Vlaams-Nederlands beleidsondersteunend onderzoeks- en monitoringprogramma, in 2008. Dit onderzoek richtte zich op het voorkomen van bodemvormen en laag- en hoogdynamische gebieden in het ondiepe sublitoraal ter hoogte van de Plaat van Walsoorden (Plancke et al. 2009, Ysebaert et al. 2009). In deze studie werd op basis van een combinatie van de parameters diepte en hydrodynamiek (maximale stroomsnelheid of duur dat een maximale stroomsnelheid optreedt op een bepaalde locatie) een onderscheid gemaakt tussen “ecologisch rijkere” en “ecologische armere” bodemdiergebieden (Ysebaert et al. 2009). De resultaten van deze studie waren gefocust op het sublitorale deel nabij de Plaat van Walsoorden, maar in hoeverre gelijkaardige relaties teruggevonden worden in het meer zoute, sublitorale deel van de Westerschelde, en in het litoraal, moest nog nader worden geverifieerd. Deze stap is noodzakelijk om tot een verdere onderbouwing te komen van het

onderscheid tussen laag- en hoogdynamisch gebied. Daarnaast wordt in het litoraal geconstateerd dat de voorheen aanwezige relatief scherpe grens tussen hoog- en laagdynamische gebieden in het litoraal op veel plaatsen lijkt te vervagen. De oorzaak hiervan is onduidelijk en hoe dit doorwerkt op het voorkomen van bodemdieren is niet bekend en moet nader onderzocht worden.

Deze studie, in opdracht van Rijkswaterstaat, heeft als doel de relatie tussen bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen nader te onderzoeken en daarmee een beter gefundeerde vaststelling te maken van de grens tussen hoog- en laagdynamische gebieden in:

- a. De sublitorale gebieden van de Westerschelde;
- b. De litorale gebieden van de Westerschelde.

De resultaten dragen bij aan het verder ontwikkelen van het ecotopenstelsel en meer bepaald het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch habitat. Hiertoe zijn door het NIOZ extra macrozoöbenthos data verzameld in 2011 en 2012:

- a. Sublitoraal: westelijk en middendeel van de Westerschelde. De locaties zijn min of meer evenwichtig verdeeld over gebieden die volgens de uitkomsten van het Habitatmapping onderzoek Walsoorden (Ysebaert et al. 2009) ecologisch gezien rijke of arme gebieden in het ondiep sublitoraal zouden moeten zijn, met nog een derde van de monsters in dieper sublitoraal.
- b. Litoraal: bemonsteringscampagne op twee platen, Rug van Baarland en Plaat van Valkenisse.

In deze studie zijn deze data nader geanalyseerd. Daarnaast is gebruik gemaakt van de in het kader van MWTL verzamelde bodemdiermonsters uit de periode 2007-2012. Deze data zijn gebruikt ter validatie en opschaling. De studie is uitgevoerd door IMARES en NIOZ, met als projectleiders Tom Ysebaert (IMARES) en Daphne van der Wal (NIOZ).

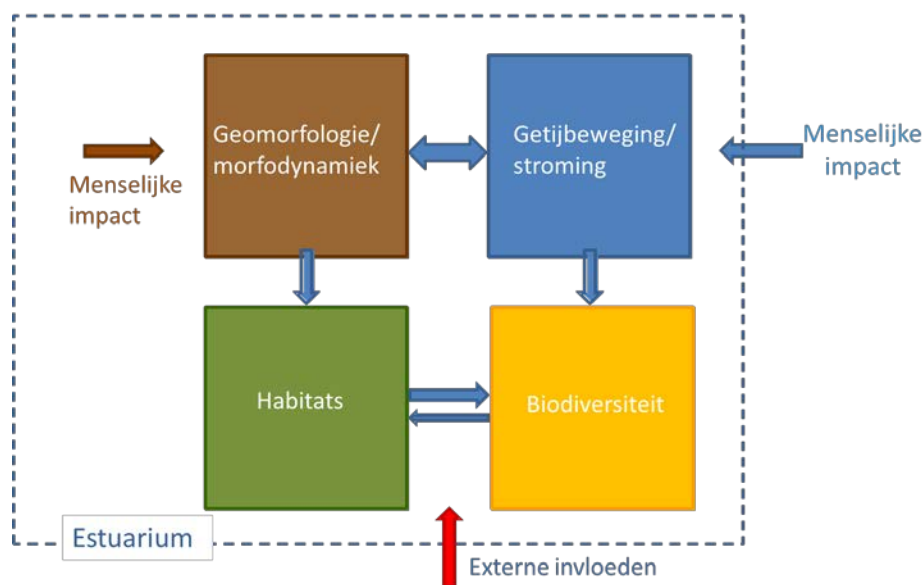
2 Inleiding

2.1 Dynamiek en gradiënten in een estuarium

De Westerschelde is een estuarium waarin het getij de dominante factor is voor de hydro- en morfodynamiek. Het getij zorgt er voor dat bij laag water slikken en platen droogvallen en dat er een horizontale zoutgradiënt is die zich uitstrekt over een grote zone.

In een estuarium beïnvloeden de waterbeweging en de bodemligging elkaar voortdurend (Figuur 1). Omdat het water voortdurend sediment verplaatst, verandert de bodem. Als er evenwicht is, blijven de relatieve arealen geulen, ondiepwatergebieden en intergetijdengebieden ongeveer gelijk, maar wel in een dynamisch evenwicht. Dit impliceert tevens dat bodemsamenstelling en bodembeweging in tijd en ruimte variëren in een estuarium.

De kernwoorden om het ecologisch functioneren van estuaria te begrijpen zijn dynamiek en gradiënten. De hydro- en morfodynamiek zijn essentieel voor het behoud van processen (ruimtelijk en temporeel) die gradiënten en patronen en daarmee een verscheidenheid aan habitattypes in het estuarium bepalen (Figuur 1). Organismen die in estuaria leven dienen aangepast te zijn aan de dynamiek van het abiotische systeem.



Figuur 1. Het estuariene systeem en de interacties tussen hydrodynamiek, morfodynamiek, habitats en biodiversiteit.

De essentie van het overkoepelende habitattype 'estuarium' ligt in de mozaïek van (deel)habitats, in de gradiënten waarlangs die habitats voorkomen, en in de samenhang langs deze gradiënten. De belangrijkste gradiënten zijn gradiënten in zoutgehalte, in droogvalduur, in hydrodynamiek (stroomsnelheid, golven), en in bodemsamenstelling. Vaak zijn de onderliggende abiotische variabelen gekoppeld aan elkaar. Zo zal de stroomsnelheid gemiddeld afnemen met toenemende droogvalduur, of zal het sediment gemiddeld fijner zijn bij lagere stroomsnelheden.

Verder is van groot belang dat een estuarien ecosysteem een zelf-organiserend systeem is. Gegeven de randvoorwaarden (getij, rivierafvoer, begrenzing, maar ook menselijke factoren als inpolderingen en verdieping vaargeul) zal zich een geheel van geulen en ondieptes vormen, met verschillen in waterkwaliteit en verschillen in fysische omstandigheden, waarlangs de diverse habitats tot ontwikkeling komen. Bovendien kunnen organismen die hier leven (denk aan biobouwers) zelf een invloed uitoefenen op stroming en sedimenttransport, waardoor het estuariene landschap mee wordt gevormd (Figuur 1).

In de Westerschelde is het dynamisch evenwicht van het fysische systeem door de eeuwen heen sterk veranderd. Op de lange tijdschaal zijn er de veranderingen zoals de verandering van de waterbeweging door zeespiegelstijging en de reactie van de bodem van het estuarium op grote ingrepen zoals inpolderingen in het verleden. De laatste decennia zijn met name de verdiepingen en verruiming die geleid hebben tot een verdere verstoring van het dynamische evenwicht. De waterbeweging reageert in principe op heel korte termijn op de verstoringen en past zich onmiddellijk aan. De bodemligging en geomorfologie passen zich vervolgens maar geleidelijk hierop aan, met een even geleidelijke verdere aanpassing van de waterbeweging. Deze morfologische aanpassing kan tientallen tot honderden jaren duren. Samenvattend kan worden gesteld dat de veranderingen in het Schelde-estuarium hebben geleid tot een aantal belangrijke gradiëntverschuivingen. In de gradiënt van rivier naar zee is een verdere doordringing van de getijdenenergie opgetreden, en een vermeerdering daarvan in de bovenstroomse gebieden. Meer getijdenenergie kan ook leiden tot een verschuiving in de gradiënt van hoogdynamische naar laagdynamische bodems, met meer hoogdynamische (hogere stroomsnelheden) bodems en sedimenten ten koste van de laagdynamische. Dit is echter op basis van de beschikbare kennis niet vastgesteld in het litoraal in de periode 1996 – 2012 (Arcadis, 2014). In de gradiënt van hoog naar diep is een verschuiving naar de extremen (meer hoog litoraal, meer diepe geul) ten koste van de tussenzone (laag litoraal, ondiep sublitoraal) opgetreden. Door al deze verschuivingen zijn ook verschuivingen opgetreden in de habitats, en dus in het voorkomen en de ontwikkelingsmogelijkheden voor flora en fauna.

2.2 Ecotopen

Om de doorvertaling van veranderingen in het fysische systeem van de Westerschelde naar veranderingen/verschuivingen in het voorkomen van habitats, planten en dieren mogelijk te maken, is het noodzakelijk het verband tussen het voorkomen van die organismen en de fysische omstandigheden te beschrijven op een synoptische wijze. De fysische processen worden hierbij beschouwd als belangrijke drager van de ecologische processen. Om de verschuivingen te karakteriseren worden een aantal indicatoren gebruikt. Eén van die indicatoren is de areaalverdeling, waarbij men zich afvraagt hoeveel areaal litoraal, ondiep sublitoraal enz. aanwezig is. Dit kan inzichtelijk en visueel gemaakt worden via ecotopen en ecotopenkaarten. Ecotopen zijn “ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheden, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door abiotische, biotische en antropogene condities ter plaatse. Een ecotoop is een herkenbare, min of meer homogene landschappelijke eenheid.” (Bouma et al. 2005). Ecotopenkaarten worden afgeleid uit een aantal onderliggende kaarten van in hoofdzaak fysische factoren, die samen de kenmerken van een ecotoop bepalen.

In Nederland wordt gebruik gemaakt van het door Rijkswaterstaat ontwikkelde RijksWateren-EcotopenStelsel (RWES). *“Een ecotopenstelsel is een classificatiesysteem van ecotopen waarin de van belang zijnde ecotopen in een gebied (watersysteem) op overzichtelijke wijze gerangschikt zijn. Kenmerkend voor een ecotopenstelsel is dat de indelingskenmerken van het stelsel zijn gekoppeld aan beleids- en beheersmaatregelen”* (Bouma et al., 2005). Voor de zoute wateren is dit uitgewerkt in het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1; Bouma et al., 2005). Hiermee kan:

- a) het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in en vlak boven de bodem van brakke en zoute Rijkswateren in kaart worden gebracht (actuele situatie);
- b) voorspeld worden wat de veranderingen in het ecosysteem zouden kunnen zijn als de omgevingsfactoren veranderen als gevolg van inrichtings- en beheersmaatregelen;
- c) vergeleken worden met een situatie in het verleden, bijvoorbeeld bij evaluaties van de effecten van inrichtings- en beheersmaatregelen.

Het gebruik van ecotopenkaarten in verschillende projecten in het Schelde-estuarium (bijv. Monitoring Verdieping Westerschelde (MOVE) (Wijsman, 2003a), Project Natuurontwikkeling Westerschelde, Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium) past geheel bij de doelstellingen van het ZES. De oppervlakte en verdeling van de verschillende ecotopen worden hierbij beschouwd als indicator voor het evalueren van de ecologische kwaliteit van het Schelde-estuarium (Holzhauer et al., 2011; Arcadis, 2014; Depreiter et al., 2014). Hierbij is het noodzakelijk om over een gestandaardiseerde methode te beschikken zodat de kaarten door de tijd heen onderling vergelijkbaar zijn en dat veranderingen betrouwbaar gekwantificeerd kunnen worden.

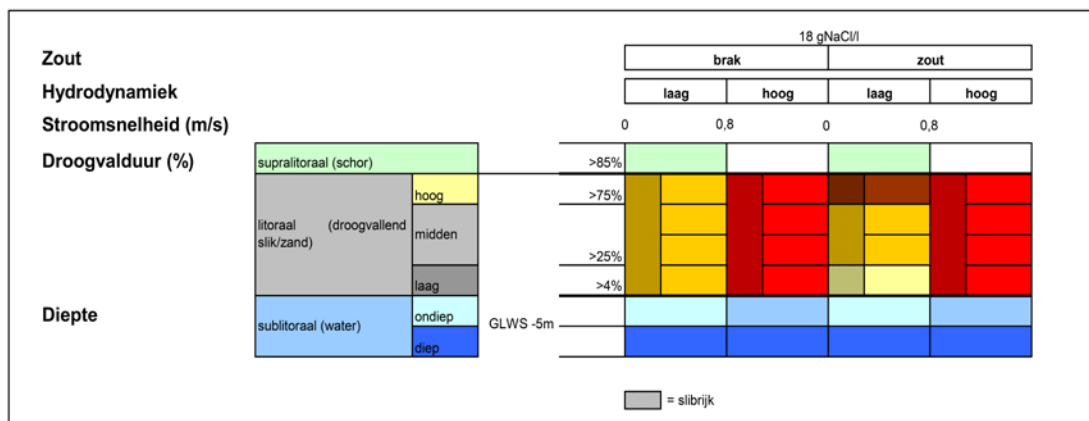
2.3 Zoutwater Ecotopen Stelsel (ZES.1)

Achtergrondinformatie over ZES.1 en het opstellen van ecotopenkaarten is terug te vinden in Bouma et al. (2005) en Kers et al. (2013). Hier volgt een samenvatting. Het ZES.1 ecotopenstelsel is een hiërarchisch classificatiesysteem. Het ZES.1 is opgebouwd uit een zestal structurerende abiotische indelingskenmerken (Bouma et al. 2005) (in volgorde van toepassing):

- zoutgehalte (gemiddelde en variatie)
- substraat 1 (hard, zacht)
- diepte 1 (sublitoraal, litoraal of supralitoraal)
- hydrodynamiek (lineaire stroomsnelheid en orbitaalsnelheid)
- diepte 2 (diep/ondiep in het sublitoraal, droogvalduur in het litoraal)
- substraat 2 (sedimentsamenstelling)

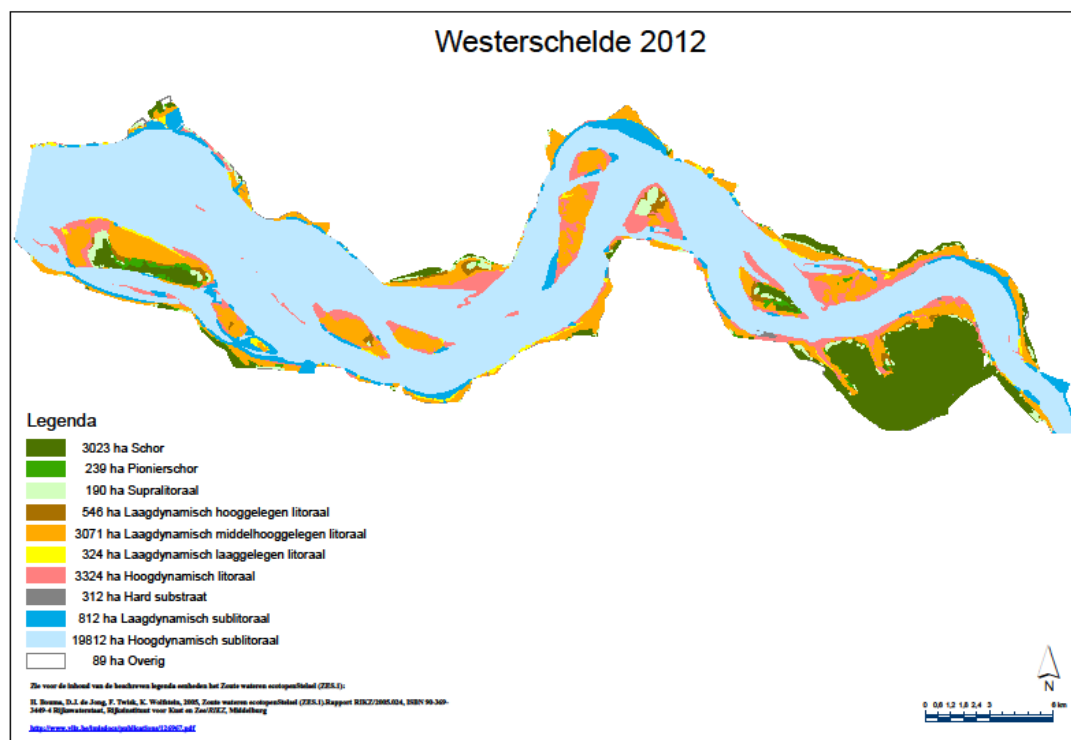
De hiërarchische ordening van de abiotische indelingskenmerken is gebaseerd op het idee dat factoren die hoger in de hiërarchie staan in sterkere mate de ruimtelijke variatie in het voorkomen van bijv. bodemfauna bepalen, dan factoren lager in de hiërarchie. Zo is de hypothese dat de mate van hydrodynamiek belangrijker is voor het voorkomen van bodemfauna dan de sedimentsamenstelling. Bij elk abiotisch indelingskenmerk is een variabele gekozen waarmee dat kenmerk in kaart kan worden gebracht. Per variabele zijn vervolgens klassengrenzen bepaald waar het ene ecotoop overgaat in het andere (Bouma et al, 2005). Deze klassengrenzen zijn in belangrijke bepaald op basis van expert-oordeel en de toen beschikbare kennis, waarna een aantal validaties zijn uitgevoerd (bijv. Wijsman 2003b, van Wesenbeeck et al. 2010), maar gericht onderzoek naar het onderscheid tussen hoog- en laagdynamische ecotopen in het sublitoraal en het litoraal zijn in deze studies niet uitgevoerd.

In de praktijk blijkt het maken van gestandaardiseerde ecotopenkaarten lastig. In de Dienstbeschrijving Zoute Ecotopenkartering (Kers et al. 2013) wordt beschreven hoe ecotopenkaarten worden opgesteld voor de Wester- en Oosterschelde. De ecotopen worden in kaart gebracht door in GIS de verschillende kaarten te classificeren volgens de grenswaarden van de ecotopen en daarna te combineren. De (beleids- of onderzoeks-)vraag en de gewenste kaartschaal bepalen vervolgens tot welk detailniveau de ecotopenklassen worden afgebeeld. Kers et al. (2013) hanteren een vereenvoudigde classificatie van ZES.1 en incorporeren niet alle abiotische indelingskenmerken. Zo worden orbitaalsnelheid en sedimentsamenstelling niet meegenomen. In Figuur 2 wordt aan de hand van een voorbeeld de ecotopenopbouw weergegeven voor de Westerschelde (Kers et al. 2013).



Figuur 2. Schema ecotopenopbouw Westerschelde, met indicatie van klassengrenzen. Bron: Kers et al. (2013).

Op basis van de fysische parameters wordt een ecotopenkaart gemaakt, waaraan vervolgens eco-elementen kunnen worden toegevoegd (Bouma et al. 2005). Dit zijn zeegrasvelden, banken van mosselen en oesters. Daarnaast kunnen ook mosselpercelen, scheepswrakken, harde substraten, etc. toegevoegd worden. Figuur 3 geeft een voorbeeld van een ecotopenkaart (2012) zoals ze in het beleid van de Westerschelde gebruikt worden.



Figuur 3. Ecotopenkaart Westerschelde 2012 (bron: RWS).

2.4 Hoogdynamisch en laagdynamisch

Ecologisch zijn de fysische gradiënten die een estuarium kenmerken van groot belang voor de biodiversiteit. Langs de gradiënten, bv. in zoutgehalte, diepte, hydrodynamische energie etc. komen verschillende habitats met verschillende soorten voor. Het is aan die habitatdiversiteit dat het estuarium vooral zijn biodiversiteit ontleent. Van bijzonder belang is tevens dat vele soorten afhankelijk zijn van meerdere habitats om hun levenscyclus te volbrengen. De integriteit van de mozaïek aan habitats wordt daardoor als een belangrijk kwaliteitskenmerk voor het estuarium aanzien.

De volledigheid van de ecotopenmozaïek wordt duidelijk als een belangrijk kwaliteitskenmerk van de Westerschelde voorgesteld; d.w.z. dat naast rustigere gebieden met een lage dynamiek (d.i. laagdynamisch habitat) ook gebieden met een sterke dynamiek kunnen voorkomen (d.i. hoogdynamisch habitat). De verhouding tussen beide zal verschillen van estuarium tot estuarium, afhankelijk van allerlei factoren (mate van beschutting, getijde range, etc.). Het ontbreken van rustigere, 'laagdynamische' gebieden kan een indicator zijn voor een verstoring van het functioneren van het hydrodynamisch/morfologische systeem, en vandaar ook het ecologische systeem. Het laagdynamische ecotoop heeft immers een grote ecologische waarde op zich. Het laagdynamisch areaal heeft grotere dichtheden en biomassa's van bodemdieren dan andere deelhabitats van het estuarium en wordt daarom als ecologisch rijker beschouwd. Daardoor is het van groot belang voor het doelsoortenbeleid, met name voor vogels (steltlopers) die zich met bodemdieren voeden en als kraamkamer voor vissen. Areaal laagdynamisch litoraal is daardoor tegelijk een belangrijke indicator (zijn de gradiënten intact?) en een beleidsdoel op zichzelf in het kader van de instandhouding van belangrijke soorten. Het is echter belangrijk in het oog te houden dat de kern van de kenmerken van estuaria de gradiënten en de natuurlijke en geleidelijke overgangen tussen habitats zijn.

In de beleidscontext rond het Schelde-estuarium wordt veel belang gehecht aan het voorkomen en de verhoudingen van het laag- en hoogdynamisch areaal in de Westerschelde, zowel in het sublitoraal als het litoraal. De kennis over de relaties tussen de ecotooptypen en het voorkomen van organismen is echter nog beperkt en stelt ons nog niet in staat degelijke uitspraken over de gevolgen van

areaalveranderingen voor organismen te kunnen doen. Met name de relatie tussen hydrodynamica, morfodynamica en ecologische karakteristieken is nog onvoldoende bekend.

In de Westerschelde wordt de stroomsnelheid (afgeleid uit hydrodynamische modellen) als maat voor dynamiek (onderscheid hoog- en laag-dynamisch) enkel gebruikt in het sublitoraal. Hier is de grens tussen hoog- en laagdynamisch gelegd op 80 cm/s (maximale stroomsnelheid bij gemiddeld springtij) (Bouma et al. 2005). Onder de 80 cm/s is er sprake van een laagdynamische bodem, boven 80 cm/s is sprake van een hoogdynamische bodem. Vanwege de over het algemeen minder betrouwbare modelresultaten in het litoraal wordt op dit moment het onderscheid tussen laagdynamisch en hoogdynamisch gemaakt op basis van een geomorfologische kaart, wat in Bouma et al. (2005) als alternatief wordt gegeven. Deze wordt gemaakt op basis van false-colour luchtfoto's en beschrijft de (bodem)vormen van en op de platen/slikken die in belangrijke mate worden bepaald door de hydrodynamiek. Daarnaast kan de geomorfologische kaart ook gebruikt worden voor andere opdelingen zoals slibrijke en zandige gebieden, en het voorkomen van schorren.

Overigens is dynamiek een relatief begrip en wordt vaak anders geïnterpreteerd. In deze studie verstaan we onder een dynamisch gebied een gebied waarin de bodem ter plaatse veelvuldig in beweging komt en in zodanige mate dat bodemdieren zich moeilijk kunnen vestigen of handhaven of een aangepaste levenswijze (i.e. mobiele soorten) hebben.

2.5 Opzet en doelstelling van dit rapport

In het kader van de derde verruiming Westerschelde wordt een uitgebreid monitoringsprogramma uitgevoerd. Dit programma is onder meer gericht op het bepalen en in de tijd volgen van het areaal laagdynamisch gebied in verhouding tot het areaal hoogdynamisch gebied. Bij de vergunningverlening is gesteld dat het areaal laagdynamisch gebied niet mag afnemen en zelfs enigszins moet toenemen, ten einde de ecologische rijkdom te behouden op het niveau van de afgelopen jaren. Het maken van het onderscheid in laag- en hoogdynamisch gebied is met name gebaseerd op het voorkomen van macrozoöbenthos (bodemdieren). De relatie tussen ecologische rijkdom (van bodemdieren) en dynamiek (hoog-dynamisch, laag-dynamisch) is tot op zekere hoogte bekend, maar er is behoefte aan een beter onderbouwd onderscheid tussen laag-dynamisch/ecologisch rijk en hoog dynamisch/ecologisch arm gebied. Hiervoor is gericht aanvullend onderzoek noodzakelijk naar de relatie tussen bodemdieren en hydrodynamiek/bodemmorphologie.

In het kader van LTV O&M, een gemeenschappelijk Vlaams-Nederlands beleidsondersteunend onderzoeks- en monitoringprogramma, is in 2008 een eerste onderzoek verricht naar de relatie tussen bodemdieren en het voorkomen van laag- en hoogdynamische gebieden in het brakke, ondiepe sublitoraal ter hoogte van de Plaat van Walsoorden. Op basis van een combinatie van diepte en duur dat een maximale stroomsnelheid optreedt op een bepaalde locatie werd in deze studie een onderscheid gemaakt tussen "ecologisch rijke" en "ecologische arme" bodemdiergebieden (Ysebaert et al. 2009).

Het onderliggend rapport, in opdracht van Rijkswaterstaat, heeft als doel een nadere, beter gefundeerde vaststelling te maken van de grens tussen hoog- en laagdynamische gebieden in

- a. De sublitorale gebieden van de Westerschelde;
- b. De litorale gebieden van de Westerschelde.

Meer bepaald worden volgende onderzoeksvragen behandeld:

- a. Onderzoeksvragen sublitoraal:
 1. Hoe verandert de bodemdiergemeenschap (diversiteit, densiteit, biomassa) met hydrodynamiek?
 2. Onder welke abiotische condities komen ecologisch rijke bodemdiergemeenschappen voor?
 3. Hoe verhouden de resultaten uit Ysebaert et al. (2009) voor het oostelijke, brakke deel van de Westerschelde (Plaat van Walsoorden) zich tot de rest van de Westerschelde?
 4. Kunnen we de ecologische rijkdom voorspellen op basis van abiotische variabelen?

b. Onderzoeksvragen litoraal:

1. Hoe verandert de bodemdiergemeenschap (diversiteit, aantallen, biomassa's) met hydro- en morfodynamiek?
2. Onder welke abiotische condities komen ecologisch rijke bodemdiergemeenschappen voor?
3. Kunnen we de ecologische rijkdom voorspellen op basis van abiotische variabelen?

De resultaten dragen bij aan het verder ontwikkelen van het ecotopenstelsel en meer bepaald het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch habitat.

Voor het sublitoraal wordt in deze studie gebruik gemaakt van data die zijn ingewonnen in 2011 door het NIOZ in opdracht van Rijkswaterstaat, als aanvulling op de in 2008 verzamelde Walsoorden data (Ysebaert et al. 2009). Het gaat hier om 200 sublitorale locaties in de zoute zone van de Westerschelde. Daarnaast wordt voor het sublitoraal ook gebruik gemaakt van de data uit de reguliere monitoring uit het MWTL programma (periode 2007-2012).

Voor het litoraal wordt in deze studie gebruik gemaakt van data die zijn ingewonnen in 2011 en 2012 door het NIOZ in opdracht van Rijkswaterstaat. Het gaat hier om een uitgebreide bemonsteringscampagne op twee plaatgebieden, Rug van Baarland en Plaat van Valkenisse. Daarnaast wordt voor het litoraal ook gebruik gemaakt van de data uit de reguliere monitoring uit het MWTL programma (periode 2007-2012).

Het onderliggende rapport is verder opgedeeld in drie onderdelen:

1. Het voorkomen van bodemdieren in het sublitoraal van de Westerschelde in relatie tot hydrodynamiek: onderscheid tussen hoogdynamisch en laagdynamisch habitat
2. Bodemdieren in relatie tot morfodynamiek, hydrodynamiek en droogvalduur in het litoraal van de Westerschelde
3. Conclusies en aanbevelingen t.a.v. het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch habitat in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde

De hoofdstukken over het sublitoraal en het litoraal kunnen als aparte delen gelezen worden.

3 Het voorkomen van bodemdieren in het sublitoraal in relatie tot hydrodynamiek: onderscheid tussen hoogdynamisch en laagdynamisch habitat

3.1 Inleiding

Het sublitoraal van de Westerschelde bestaat uit eb- en vloedgeulen, ondiepwatergebied, kortsluitgeulen en drempels. De stroomsnelheden zijn doorgaans hoog, en het grootste deel van het sublitoraal wordt dan ook als hoog-dynamisch geclassificeerd. Bijvoorbeeld, op basis van de ecotopenkaart 2012 (*Figuur 3*), wordt 19812 ha aanzien als hoog-dynamisch sublitoraal, tegen slechts 812 ha laag-dynamisch sublitoraal. Ook de studie van Ysebaert et al. (2009) in het sublitoraal t.h.v. de Plaat van Walsoorden (brakke zone) toont aan dat, op basis van een onderscheid tussen "ecologisch rijke" en "ecologisch arme" bodemdiergebieden, het "ecologisch rijke" habitat slechts in zeer beperkte mate voorkomt. Het onderscheid tussen ecologisch arm en ecologisch rijk werd in Ysebaert et al. (2009) studie gemaakt op basis van de relatie tussen bodemdieren (soortenrijkdom, densiteit, biomassa) en omgevingsvariabelen zoals diepte en hydrodynamiek (maximale stroomsnelheid en duur dat een bepaalde stroomsnelheid overschreden wordt gedurende een getijcyclus). Op basis van extra verzamelde data wordt in deze studie nader onderzocht in hoeverre de gevonden relaties in Ysebaert et al. (2009) ook gelden voor de overige sublitorale delen van de Westerschelde. De resultaten dragen bij aan het verder ontwikkelen van het ecotopenstelsel en meer bepaald het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch habitat.

3.2 Data en data-analyse

3.2.1 Sublitorale datasets

Voor de analyse zijn twee verschillende datasets gebruikt: (1) 'Dataset Habitatmapping sublitoraal' en (2) 'MWTL dataset 2007-2012' (*Tabel 1*). De MWTL dataset 2007-2012 is gebruikt om na te gaan in hoeverre gelijkaardige resultaten bekomen worden als met de dataset Habitatmapping sublitoraal.

De Dataset Habitatmapping sublitoraal en de MWTL dataset 2007-2012 zijn met verschillende doelen voor ogen verzameld. De Dataset Habitatmapping sublitoraal is verzameld om te onderzoeken waar ecologische rijke ondiepwatergebieden voorkomen in de Westerschelde en onder welke abiotische randvoorwaarden deze gebieden voorkomen. Dit is in eerste instantie onderzocht in het najaar van 2008 in de brakke zone van de Westerschelde nabij de Plaat van Walsoorden (voor details zie Ysebaert et al. 2009, 127 bemonsteringslocaties in totaal), waarna in het najaar van 2011, op basis van de 2008 resultaten, het meer westelijke deel van de Westerschelde is bemonsterd (zie ook van der Wal et al., subm.). In totaal zijn 200 bodemdiermonsters met de box-corer genomen in het westelijk en middendeel van de Westerschelde. De locaties zijn min of meer evenwichtig verdeeld over gebieden die volgens de uitkomsten van het Habitatmapping onderzoek Walsoorden (Ysebaert et al. 2009) ecologisch gezien laag- of hoogdynamisch zouden moeten zijn. De locaties bevinden zich in hoofdzaak in de ondiepere delen langs plaat- en slikranden (max. diepte -12 m NAP). In beide meetcampagnes (2008 en 2011) is per locatie steeds de volledige box-corer bemonsterd (opp. 0.0774 m²). De Dataset Habitatmapping sublitoraal, geanalyseerd in deze studie, bestaat in totaal uit 327 bemonsteringslocaties (*Tabel 1*).

De MWTL dataset 2007-2012 werd verzameld in het kader van het Biologisch Monitoring Programma Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des lands (MWTL). Dit project is een voortzetting in deels gewijzigde vorm van het project BIOMON. De bemonsteringsopzet is in de loop van het project

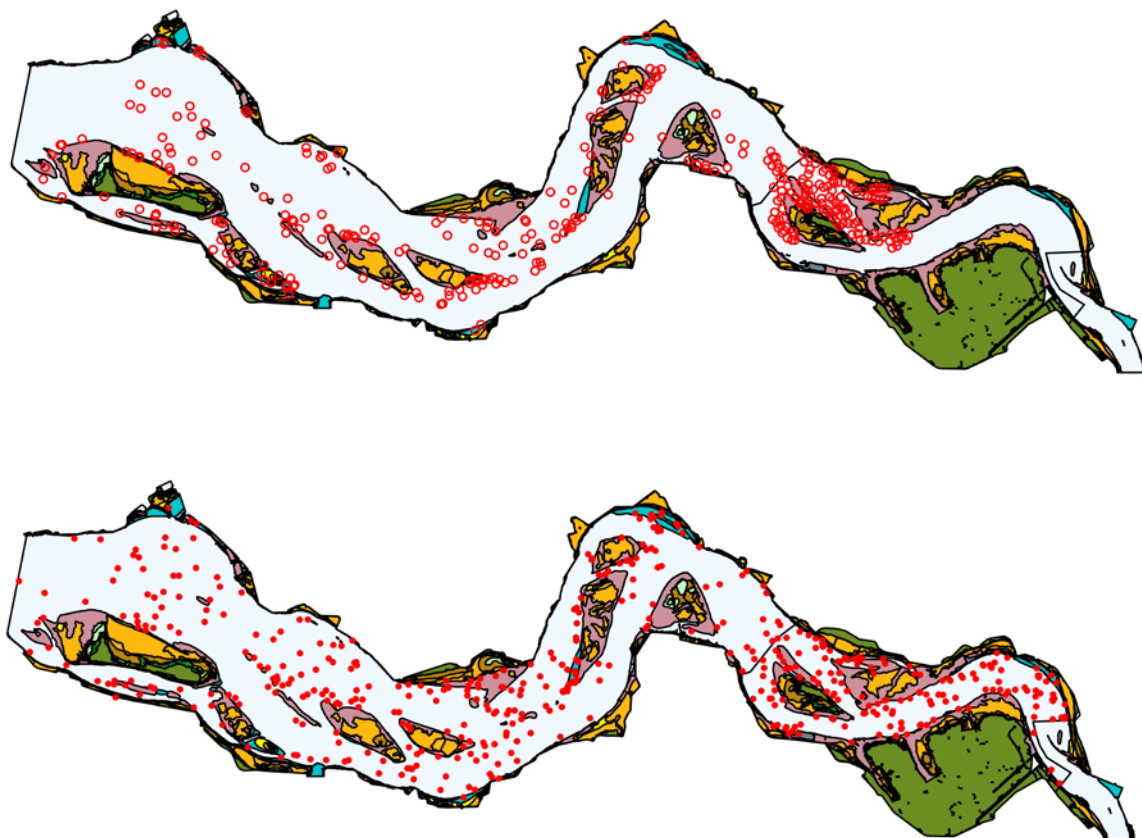
een aantal maal gewijzigd. Voor de Westerschelde is met ingang van 2009 voor een ecotoop gerichte bemonsteringsstrategie gekozen (zie Escaravage et al. 2010, 2011, 2012, 2013, project MWTL genaamd, Tabel 1). Voorheen was het een naar diepte (4 dieptestrata, 3 sublitoraal en 1 litoraal) en zone (west, midden, oost) gestratificeerde bemonstering (zie bijv. Escaravage et al. 2009, projecten BIOMON en Move genaamd, Tabel 1). In totaal zijn 361 bemonsteringslocaties gebruikt in de MWTL dataset 2007-2012.

Voor beide datasets geldt dat de veldmonsters zijn geanalyseerd in het laboratorium van NIOZ door de Monitoring Taakgroep. Soortensamenstelling, aantallen en biomassa van alle bodemdieren zijn in elk monster bepaald volgens het MWTL protocol.

Tabel 1. Gebruikte sublitorale datasets in deze studie: Dataset Habitatmapping sublitoraal en Dataset MWTL 2007-2012. De bemonsterde oppervlakte is de oppervlakte per genomen monster in m². 4k = vierde kwartaal.

Jaar	Seizoen	Project	Aantal monsters	Bemonsterde oppervlakte
Dataset Habitatmapping sublitoraal				
2008	4k	Habitatmapping Walsoorden	127	0,0774
2011	4k	3de Verruiming WS-Benthos	200	0,0774
<i>Totaal</i>			327	
Dataset MWTL 2007-2012				
2007	4k	Move	15	0,0151
2007	4k	BIOMON	90	0,0151
2007	4k	MONEOS	10	0,0151
2008	4k	Move	15	0,0151
2008	4k	BIOMON	89	0,0151
2008	4k	MONEOS	10	0,0151
2009	4k	MWTL	60	0,0157
2010	4k	MWTL	60	0,0157
2011	4k	MWTL	60	0,0157
2012	4k	MWTL	54	0,0157
<i>Totaal</i>			361	

Beide datasets verschillen zowel in opzet, uitvoering (verschillen in bemonsterde oppervlakte), en ruimtelijke dekking. Daarom worden ze hieronder apart behandeld en geanalyseerd. *Figuur 4* toont de bemonsteringslocaties van beide datasets in de Westerschelde.



Figuur 4. Bemonsteringslocaties in de Habitatmapping Sublitoraal dataset (boven) en in de MWTL dataset 2007-2012. Achtergrond vormt de ecotopenkaart Westerschelde 2011.

3.2.2 Deelgebieden

Ten behoeve van de analyse zijn de data opgesplitst in drie zones, een westelijke zone (Vlissingen – Terneuzen), een midden zone (Terneuzen – Hansweert) en een oostelijke zone (Hansweert – B/NL grens). De oostelijke zone vormt de brakke (i.e. mesohaliene) zone, midden en west zijn beide mariene (i.e. polyhaliene) zones. De zones komen overeen met de zones uit Ysebaert et al. (2003). Verschillen in abiotische en biotische variabelen tussen deze deelgebieden zijn getest met ANOVA en multivariate analyse (zie verder).

3.2.3 Omgevingsvariabelen gekoppeld aan bodemdieren bemonsteringslocaties

Een aantal fysisch-morfologische variabelen zijn geselecteerd om de variatie binnen het macrozoöbenthos te verklaren. Het doel is om tot een klein aantal relevante variabelen te komen die kunnen gebruikt worden om veranderingen in waterbeweging en morfologie te vertalen naar hun mogelijke ecologische effecten.

Diepte – De diepte van elk bemonsteringspunt is bepaald aan de hand van de beschikbare vaklodingen. Voor de dataset Habitatmapping Sublitoraal is voor de 2008 data gebruik gemaakt van de RWS vakloding 2008, voor de 2011 data van de RWS vakloding 2011. Voor de MWTL dataset 2007-2012 zijn de data uit 2007 en 2008 gekoppeld aan de RWS vakloding 2008, de data uit 2009 en 2010 gekoppeld aan de RWS vakloding 2010, de data uit 2011 gekoppeld aan de RWS vakloding 2011, en de data uit 2012 aan de RWS vakloding 2012. De diepte is in dit rapport uitgedrukt in NAP.

Hydrodynamiek (Waterbeweging) – Met behulp van numerieke hydrodynamisch modellen werden twee variabelen met betrekking tot de waterbeweging geselecteerd: enerzijds de maximale snelheid onder springtij omstandigheden en anderzijds de tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde overschreden wordt bij eb en vloed (volledige getijcyclus) onder springtij omstandigheden. De maximale stroomsnelheid geeft een maat voor de dynamiek die op een bepaald punt heerst. Deze parameter is al in eerdere studies gebruikt om het voorkomen van bodemdieren in de Westerschelde te voorspellen (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2002, Cozzoli et al. 2013). Het is ook een parameter die in het zout ecotopenstelsel wordt gebruikt. In het sublitoraal wordt een grenswaarde van 80 cm/s voor de maximale stroomsnelheid bij springtij gehanteerd voor het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch ecotoop.

Uit eerdere analyses (Ysebaert et al. 2009) bleek dat het gebruik van een tijdsduur van karakteristieke snelheidsgrenzen tevens een belangrijke variabele is voor het verklaren van de waargenomen variatie in het macrozoöbenthos. Deze variabele is ook ecologisch relevant omdat de tijdsduur dat een bepaalde grenswaarde overschreden wordt iets zegt over de mogelijke beweging van de bovenste sedimentlagen en daarmee aan welke bodemdynamiek en gedurende welke tijdsduur bodemdieren hieraan blootgesteld zijn. M.a.w., deze parameter zegt iets over de duur dat een habitat 'verstoord' wordt door bodembeweging. Deze verstoring is verbonden aan het bodemtransport ter hoogte van de locatie, terwijl het bodemtransport gerelateerd kan worden aan o.a. de stroomsnelheid (Plancke et al. 2009). Uit verschillende meetcampagnes bleek voor de fijnere zandfracties (125 – 250 µm), die voor een groot deel van de Westerschelde de bodemsedimenten domineren, het begin van beweging zich voor te doen bij stroomsnelheden van 50 tot 65 cm/s (Plancke et al. 2008, Plancke et al. 2015). In deze studie wordt gebruik gemaakt van volgende parameter (Plancke et al. 2009): tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm.s⁻¹ (over een volledige getijcyclus bij springtij).

Beide parameters, maximale stroomsnelheid en tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s zijn voor de locaties uit de dataset Habitatmapping Sublitoraal bepaald uit numerieke modellering uitgevoerd door het Waterloopkundig Laboratorium WLB (zie onder meer Plancke et al. 2009, Ides et al. 2011, Vos et al. 2012). Voor de locaties van de MWTL 2007-2012 dataset is de parameter maximale stroomsnelheid bepaald uit de onderliggende stroomsnelheidskaart (evmax) behorende bij de officiële RWS ecotopenkaarten (bron: RWS): data uit 2007 en 2008 gekoppeld aan de stroomsnelheidskaart 2008, de data uit 2009 en 2010 gekoppeld aan de stroomsnelheidskaart 2010, de data uit 2011 gekoppeld aan de stroomsnelheidskaart 2011, en de data uit 2012 aan de stroomsnelheidskaart 2012. Voor de analyse van de MWTL 2007-2012 dataset is verder geen gebruik gemaakt van de parameter tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s. Aanvullend is voor de dataset Habitatmapping Sublittoraal ook gebruik gemaakt van de RWS stroomsnelheidskaarten uit 2008 en 2011 ter vergelijking van beide modellen (WLB, RWS).

Wat de nauwkeurigheid van de modellen betreft heeft Plancke et al. (2015) een vergelijking gemaakt tussen gemeten en door WLB gemodelleerde stromingskarakteristieken in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde. Hieruit bleek een maximale afwijking van 15 cm/s (per deelgebied). De afwijking is echter niet systematisch: zo treden er zowel onder- als overschatting en op van de maximale stroomsnelheden in zowel het litoraal als sublitoraal. Verder zijn de verschillende modellen weliswaar onderling gecorreleerd, maar met een zekere spreiding. Zo zien we bij vergelijking tussen de WLB modelresultaten en de RWS stroomsnelheidskaarten behorende bij de ecotopenkaarten voor de dataset Habitatmapping Sublitoraal een lineaire trend met een R² van 0,62.

Sediment – De sedimentsamenstelling is bepaald via de laserdiffractiemethode (Malvern Mastersizer 2000, MONEOS methode, gebruikt sinds 2012 na standaardisatie met o.a. particle sizer Rijkswaterstaat), waaruit de mediane korrelgrootte en andere sedimentkarakteristieken zijn bepaald. Voor de data uit 2008 (Walsoorden) is de sedimentsamenstelling nog bepaald met een oudere methode, en op deze data is een correctie toegepast. Voor de koppeling met de biotische indicatoren werd de mediane korrelgrootte gebruikt als verklarende, onafhankelijke variabele. Mediane korrelgrootte is een vaak gebruikte parameter in bodemdierenonderzoek (Ysebaert & Meire 1999, Ysebaert et al. 2002). Er werd geopteerd om de parameter slibgehalte niet te gebruiken omdat deze parameter op de meeste locaties een nulwaarde had. Voor de MWTL dataset 2007-2012 is geen gebruik gemaakt van sediment data, omdat die niet voor alle bemonsteringslocaties bepaald zijn.

Saliniteit – De saliniteit is bepaald uit een RWS model dat de gemiddelde saliniteit bij een gemiddelde jaarlijkse rivierafvoer weergeeft.

3.2.4 Biotische indicatoren

Uit de bodemdiergegevens zijn een aantal biologische indicatoren bepaald die gelinkt zijn aan de abiotische omgevingsvariabelen.

Als biologische indicatoren gebruiken we:

(1) soortenrijkdom (S), dit is de diversiteit van een gemeenschap, een aanduiding voor hoeveel verschillende soorten er op een plaats zijn aangetroffen. Als maat voor soortenrijkdom is hier gewerkt met het aantal taxa per monster. Deze maat is afhankelijk van de monster oppervlakte, en wordt dus niet per m^2 uitgedrukt; soortenrijkdom is daarom een relatieve en geen absolute maat. Voor het bepalen van de soortenrijkdom in een monster zijn een aantal stappen doorlopen. Veel monsters hebben vaak individuen die tot op genus niveau zijn geïdentificeerd (bijv. *Bathyporeia*) en individuen tot op soortniveau (bijv. *Bathyporeia pilosa*) in hetzelfde monster. Dit is vaak omdat individuen te klein zijn of beschadigd zijn waardoor identificatie tot op soortniveau niet mogelijk is. Dit kan potentiële soortenrijkdom in een monster overschatten. Daarom is hier de conservatieve regel toegepast dat in het geval dat zowel het genus of familie niveau als het soort niveau aanwezig is in een monster het genus of familie niveau niet mee te nemen in de berekening van de soortenrijkdom. Individueel gedetermineerd als onbekend zijn ook niet meegenomen in de berekening.

(2) dichtheid of dichtheid, d.i. het aantal individuen dat van een soort wordt gevonden per boxcore (ind. core^{-1}) en daarna omgerekend wordt naar aantal individuen per m^2 (ind. m^{-2}). De totale dichtheid in een monster is dan de som van alle aangetroffen individuen. Voor alle statistische analyses is de dichtheid eerst log getransformeerd ($\ln + 1$), *Inden* genaamd, om een normale verdeling van de data te kunnen benaderen.

(3) biomassa, d.i. het totale drooggewicht aan asvrij organische stof van de organismen per core ($\text{mg AFDW. core}^{-1}$) en daarna omgerekend naar mg of $\text{g AFDW per } m^2$ (mg AFDW. m^{-2} , g AFDW. m^{-2}). De biomassa omvat alle organische stof, maar omdat asvrij drooggewicht wordt gebruikt, bijvoorbeeld niet de kalk van schelpen. De totale biomassa in een monster is dan de som van alle gewichten samen. Voor alle statistische analyses is de totale biomassa eerst log getransformeerd ($\ln + 1$), *Inbio* genaamd, om een normale verdeling van de data te kunnen benaderen.

(4) een overkoepelende indicator, 'Ecologische Rijkdom': Bij de inspectie van de gegevens valt op dat dichtheid, biomassa en soortenrijkdom onderling met elkaar zijn gecorreleerd, maar dat ieder van deze drie variabelen toevallige uitschieters vertoont die vaak niet zijn weerspiegeld in de andere variabelen (bijv. een uitschieter in de biomassa door één grote krab). Om deze ruis zo veel mogelijk te onderdrukken, en om één enkele maat te bereiken voor 'ecologische rijkdom' zijn de drie variabelen met elkaar gecombineerd. Eerst zijn alle variabelen gestandaardiseerd door het gemiddelde af te trekken van de waarnemingen, en te delen door de standaarddeviatie van de variabele. Daarmee worden alle drie variabelen gelijk gewogen (alle hebben gemiddelde 0 en standaarddeviatie 1). Vervolgens wordt het gemiddelde van deze drie gestandaardiseerde variabelen als maat voor 'ecologische rijkdom' genomen. Op deze nieuwe variabele is dan dezelfde analyse uitgevoerd als op de andere biotische variabelen.

Dichtheid, biomassa, soortenrijkdom en ecologische rijkdom hangen af van omgevingsvariabelen zoals stroomsnelheid en sedimentsamenstelling (zie bijv. Ysebaert et al. 2002, 2003, Ysebaert & Herman 2002). Om deze relaties te onderzoeken hebben we regressie analyses uitgevoerd ten opzichte van de omgevingsvariabelen. Als onafhankelijke variabelen zijn gebruikt:

- maximale stroomsnelheid onder springtij omstandigheden
- tijdsduur dat de stroomsnelheid groter is dan 65 cm. s^{-1}
- diepte
- mediane korrelgrootte
- zoutgehalte

De onderlinge samenhang tussen de afhankelijke variabelen (i.e. biologische indicatoren) en onafhankelijke variabelen (i.e. omgevingsvariabelen) is zowel met enkelvoudige als meervoudige lineaire regressies getest. Bij meervoudige regressie oefenen verscheidene onafhankelijke variabelen tegelijkertijd invloed uit op de afhankelijke variabele. Bij de berekening van de parameters wordt het

effect van één variabele nagegaan terwijl dat van de andere variabelen constant wordt gehouden. In onze analyse hebben we een groot aantal modellen (individuele omgevingsvariabelen en combinaties) onderzocht en onderling vergeleken aan de hand van de Akaike Information Criterion (AIC). De AIC is een maat voor de relatieve kwaliteit van het onderliggende statistische model voor een gegeven dataset, rekening houdend met zowel de model fit als de model complexiteit. M.a.w., de AIC geeft aan hoe goed de gegevens zijn voorgesteld, rekening houdend met het aantal onafhankelijke variabelen dat is gebruikt (d.i. een model dat bijna even goed is maar minder onafhankelijke variabelen heeft dan een ander model wordt bij voorkeur gebruikt). Het AIC is daarom uitermate geschikt om modellen met elkaar te vergelijken en het beste model te selecteren, d.i. het model met de laagste AIC waarde.

3.2.5 Gemeenschapsanalyse (multivariate analyse)

Patronen in de verdeling over de ruimte van de bodemdierlevensgemeenschappen (d.i. de groep van soorten en hun aantallen of biomassa's die in een bepaald monster voorkomen) zijn geanalyseerd met de ordinatie techniek nMDS (*non-metric MultiDimensional Scaling*) gebaseerd op een similariteitsindex (*Bray-Curtis similarity index*). Er wordt een matrix gemaakt, die voor elke soort op elk station de densiteit (of biomassa) weergeeft. Vervolgens wordt de gelijkenis tussen de stations berekend aan de hand van de similariteit index, en omgezet in afstanden tussen de stations (afstand = 1-gelijkenis): hoe groter de afstand tussen de stations, hoe minder hun levensgemeenschappen op elkaar lijken. In nMDS wordt vervolgens een 2-dimensionale grafiek gemaakt, waarop alle stations worden gepositioneerd. De positie van de stations is zo gekozen, dat de onderlinge afstanden tussen de stations zo goed mogelijk overeenstemmen met de 'afstanden' tussen hun levensgemeenschappen die eerder zijn berekend. In de zogenaamde *stress* waarde wordt aangegeven in welke mate dit is gelukt; hoe hoger de stress, hoe gebrekiger de voorstelling. De eenheden op de assen van deze grafiek zijn relatief, en hebben noch een absolute betekenis, noch een fysische dimensie. Om de dimensionaliteit van de dataset t.b.v. de multivariate analyse te verkleinen zijn volgende stappen doorlopen. Ten eerste zijn de taxa gedetermineerd op classis of phylum niveau verwijderd: Ascidiacea (1 waarneming), Bivalvia (16), Bryozoa (5), Crustacea (4), Gastropoda (2), Hydrozoa (5), Pycnogonida (1) en Chaetognata (16). Enkel Nemertea (51) en Oligochaeta (49) zijn wel meegenomen. Ten tweede zijn de genera waarvan meerdere soorten voorkwamen én het genus niveau, i.e. *Anoplodactylus*, *Bathyporeia*, *Corophium*, *Harmothoe*, *Hemigrapsus*, *Magelona*, *Marenzelleria*, *Microphthalmus*, *Myrianida*, *Ophelia*, *Spio* en *Streblospio* samengevoegd tot het genus niveau. In het geval dat in de data set één soort voorkwam én het genus, is de soortnaam toegevoegd tussen haakjes. Dit was het geval voor *Abra (alba)*, *Arenicola (marina)*, *Ensis (directus)*, *Eteone (longa)*, *Eurydice (pulchra)*, *Gastrosaccus (spinifer)*, *Mya (arenaria)*, *Ophiura (ophiura)*, *Phyllodoce (mucosa)*, *Polydora (cornuta)*, *Speudopolydora (pulchra)*. Ten derde zijn voor de multivariate analyse tevens de zeldzame soorten verwijderd (minder dan 1 % van de locaties). Na deze selectie bleven 66 taxa over voor de multivariate analyse.

De nMDS voorstelling helpt een visueel beeld te scheppen van verschillen tussen de levensgemeenschappen. Om dergelijke verschillen formeel statistisch te testen, is gebruik gemaakt van de ANOSIM analyse. Met ANOSIM wordt een statistiek (R) berekend, die is gebaseerd op een vergelijking van de gemiddelde gelijkenis tussen en binnen groepen van stations. De waarde ervan neemt toe als stations die binnen een groep vallen veel beter op elkaar lijken dan de stations die tot verschillende groepen behoren. Om vast te stellen of de R significant is, wordt een randomiseringstest gebruikt. Als er een significant verschil bestaat tussen de groepen, kan vervolgens aan de hand van een SIMPER analyse worden nagegaan welke soorten het meeste hebben bijgedragen aan het verschil. Uit de kennis over de biologie van deze soorten kan dan worden afgeleid welke factoren de verschillen tussen de levensgemeenschappen zouden kunnen verklaren. Multivariate analyses zijn uitgevoerd met het computerprogramma PRIMER.

3.2.6 Onderscheid tussen ecologisch rijke en arme habitats – Habitat Mapping methode

Er kunnen verschillende aanleidingen zijn voor het uitvoeren van de analyse naar de optimale scheiding van 'laagdynamisch' en 'hoogdynamisch' of 'ecologisch rijkere' en 'ecologisch armere'

sedimenten. De eerste aanleiding is de noodzaak tot het trekken van grenzen in een ecotopenbenadering (zie boven). Idealiter is er een criterium, gebaseerd op analyse van monsters, dat een optimale scheiding mogelijk maakt tussen twee types gemeenschappen, gebaseerd op alleen maar fysisch-morfologische variabelen. Op die manier kunnen veranderingen in de fysica/morfologie worden vertaald naar hun mogelijke ecologische effecten, al zal deze vertaling natuurlijk altijd moeten worden gevalideerd aan de hand van nieuwe veldwaarnemingen.

De tweede aanleiding kan de structuur van de dataset zelf zijn. Bij de regressieanalyses op de Walsoorden 2008 dataset (Ysebaert et al. 2009) viel het op dat er vaak drempelwaarden lijken voor te komen in de omgevingsvariabelen, waarbij biologische variabelen (dichtheid, biomassa, etc.) hoog zijn onder de drempelwaarde, en variabel maar gemiddeld lager eronder. Bij een dergelijke structuur van de data lijkt het interessanter de drempelwaarde te bepalen dan een regressie, omdat er onvermijdelijk heel veel ruis rond een (continue) regressielijn is te verwachten. Ondanks het feit dat in de nieuwe analyses deze drempelwaarden veel minder duidelijk zichtbaar waren en er een min of meer lineair verband werd vastgesteld met een grote spreiding, is er hier toch geopteerd om de analyse zoals uitgevoerd in Ysebaert et al. (2009) te herhalen, met als doel inzicht te krijgen waar met deze methode de grenzen liggen van de fysische omgevingsvariabelen voor het onderscheid tussen ecologisch arme en ecologisch rijke gebieden, en of deze grenzen verschillen tussen deelgebieden. Hierbij is de methode nog verder geoptimaliseerd (R-script ontwikkeld door Peter Herman).

Waaruit bestaat de analyse: In een eerste benadering hebben we fysische omgevingsvariabelen afzonderlijk bekeken voor hun effect op dichtheid, biomassa en aantal soorten. De eerste twee van deze variabelen zijn log-getransformeerd. Als fysische factoren zijn maximale stroomsnelheid, duur stroomsnelheid > 65 cm/s, diepte, en mediane korrelgrootte gebruikt als relevante parameters. Hier zullen we diepte als voorbeeld voor de procedure nemen.

Voor elke waarde van diepte die binnen de range van waarnemingen ligt kan de dataset in twee delen worden gesplitst: lager dan deze waarde en hoger. We hebben alleen dieptes beschouwd waarbij beide groepen een minimaal aantal monsters omvatten (gesteld op 2). Vervolgens hebben we een eenvoudige one-way ANOVA uitgevoerd om te testen of de groepen die aldus gevormd zijn verschillen. Als maat voor dat verschil hebben we de residual sum of squares gedeeld door de Total sum of squares gebruikt. Maximaal is deze waarde 1 (alle variantie zit binnen de groepen, er is geen variantie verklaard door verschil tussen de groepen), minimaal benadert ze 0 (alle variantie zit tussen de groepen, er is geen variantie binnen de groepen). Hoe lager de waarde hoe duidelijker de twee groepen verschillen. Deze berekening is uitgevoerd voor de volledige diepterange, met kleine stapjes. De curves duiden aan dat in vele gevallen een duidelijk minimum wordt gevonden. Als de dataset op basis van deze kritische diepte in twee delen wordt gesplitst, dan is het verschil tussen de twee groepen maximaal, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In sommige gevallen komt geen duidelijk minimum naar voren. Er is dan geen duidelijke waarde aan te duiden waarlangs de dataset op 'natuurlijke' wijze in tweeën valt, maar is er eerder sprake van een range. De significantie van het ANOVA model voor het 'optimale' onderscheid is berekend. In alle gevallen was deze significant ($p < 0,05$).

In een tweede stap van de analyse proberen we een combinatie van twee factoren te bepalen, zodanig dat een criterium ontstaat dat de dataset optimaal in twee groepen verdeelt. Om het probleem enigszins te beperken hebben we bepaald dat de scheidslijn een rechte lijn wordt in het diagram van bijv. Diepte – Maximale stroomsnelheid. Het criterium om te bepalen of een lijn een optimale scheiding vormt is hetzelfde als voor de analyse van een enkele factor. Het is niet gemakkelijk een optimalisatie-algoritme te vinden voor dit probleem. De functie die moet worden geoptimaliseerd is immers niet continu, maar 'verspringt' van waarde bij het al of niet insluiten van een bepaald monster. Zie daarvoor ook de curven van de enkele factoren. De optimalisatie is uitgevoerd met het "Pricefit" algoritme (Soetaert & Herman, 2009) dat in R is geïmplementeerd. Dit is een bijzonder robuust algoritme dat weinig risico loopt in een lokaal minimum gevangen te zitten, en dat behoorlijk kan werken als de functie min of meer continu is (d.i. een duidelijke trend vertoont zonder strikt continu te zijn). Wel is nooit gegarandeerd dat het globale minimum wordt gevonden – daarom is het algoritme met een groot aantal verschillende beginwaarden voor de parameters van de lijn uitgevoerd.

Tenslotte is aan de hand van de Bayesian Information Criterion (BIC, gelijkaardig aan AIC) bepaald of, en in welke mate, het toevoegen van extra parameters tot significant betere modellen leidt. Dit

criterium hangt af van de likelihood van het model, en van het aantal gebruikte parameters. Als twee modellen een even goede fit hebben maar een verschillend aantal parameters zal het eenvoudigste model worden gekozen. Dit is het model met de laagste BIC waarde. We hebben de volgende modellen met elkaar vergeleken:

- nulmodel: alle waarnemingen behoren tot dezelfde populatie
- model met Maximale stroomsnelheid: scheiding in twee groepen op basis van de optimale kritische stroomsnelheid
- model met duur stroomsnelheid > 65 cm/s: scheiding in twee groepen op basis van de optimale kritische duur stroomsnelheid > 65 cm/s
- model met mediane korrelgrootte: scheiding in twee groepen op basis van de optimale kritische mediane korrelgrootte
- model met Diepte: scheiding in twee groepen op basis van de optimale kritische diepte
- model met Diepte en maximale stroomsnelheid gecombineerd
- model met Diepte en duur stroomsnelheid > 65 cm/s gecombineerd
- model met maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte gecombineerd

In Appendix I staat een lijst met afkortingen en begrippen gebruikt in deze studie.

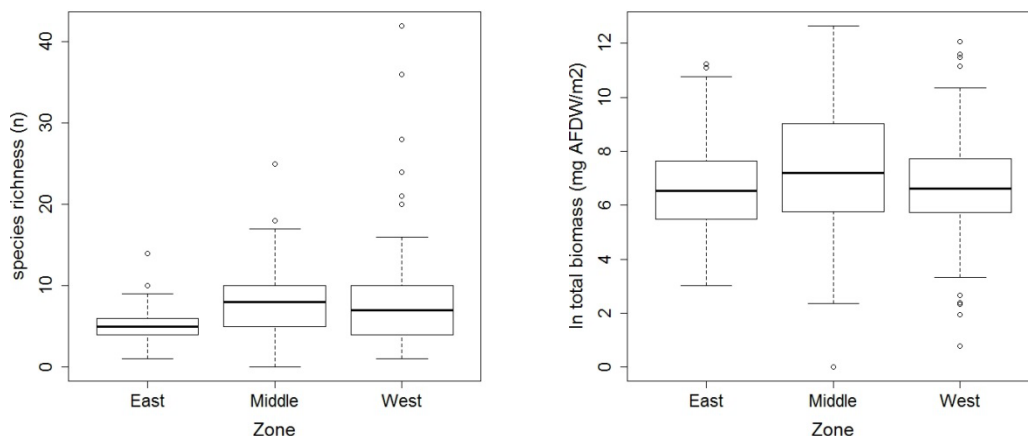
3.3 Resultaten

3.3.1 Algemene beschrijving bodemdierkarakteristieken dataset Habitatmapping sublitoraal

De soortenrijkdom, totale densiteit, totale biomassa en ecologische rijkdom voor de gehele dataset en opgedeeld naar de drie deelgebieden west, midden en oost staan weergegeven in *Tabel 2*. De gemiddelde soortenrijk is significant lager in oost vergeleken tot midden en west (ANOVA, $p < 0,001$) (*Figuur 5*). De gemiddelde densiteit is lager in oost maar niet significant verschillend tussen de drie deelgebieden. De gemiddelde biomassa is significant lager in oost en west t.o.v. midden (ANOVA, $p < 0,01$), de ecologische rijkdom is significant verschillend tussen oost en midden (ANOVA, $p < 0,01$) (*Figuur 5*).

Tabel 2. Samenvatting van de gemiddelde soortenrijkdom, gemiddelde totale densiteit, gemiddelde totale biomassa en gemiddelde ecologische rijkdom voor de volledige Habitatmapping dataset ($n=327$ monsters), en opgedeeld naar deelgebied west ($n=100$), midden ($n=100$) en oost ($n=127$).

Variabele	Unit	Gemiddelde	SE	Min	Max
Totaal ($n=327$)					
Soortenrijkdom	n	6,8	0,26	0	42
Densiteit	(ind/m ²)	722	83	0	490,9
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	7800	1430	0	314500
Lnden	ln (ind/m ²)	5,63	0,20	0	9,42
Lnbio	ln (mg AFDW/m ²)	6,86	0,46	0	12,66
Ecologische rijkdom	-	0,0	0,05	-3,06	4,19
West ($n=100$)					
Soortenrijkdom	N	8,1	0,2	1	42
Densiteit	(ind/m ²)	854	194	13	12364
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	6600	2330	0,0000002	171500
Lnden	ln (ind/m ²)	5,61	0,14	2,56	9,42
Lnbio	ln (mg AFDW/m ²)	6,63	0,20	3,02	12,05
Ecologische rijkdom	-	0,05	0,10	-1,78	4,19
Midden ($n=100$)					
Soortenrijkdom	N	7,7	0,4	0	25
Densiteit	(ind/m ²)	931	172	0	10000
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	14200	3810	0	314500
Lnden	ln (ind/m ²)	5,77	0,15	0	9,21
Lnbio	ln (mg AFDW/m ²)	7,34	0,24	0	12,66
Ecologische rijkdom	-	0,18	0,11	-3,06	2,83
Oost ($n=127$)					
Soortenrijkdom	N	5,2	0,2	1	14
Densiteit	(ind/m ²)	454	54	13	4419
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	3900	970	0,000002	76300
Lnden	ln (ind/m ²)	5,54	0,09	2,56	8,39
Lnbio	ln (mg AFDW/m ²)	6,65	0,15	0,79	11,24
Ecologische rijkdom	-	-0,18	0,05	-1,61	1,46



Figuur 5. Box-en-whisker plots van soortenrijkdom (links) en totale biomassa (log getransformeerd) (rechts) in de drie deelgebieden (oost, midden, west) op basis van de Habitatmapping dataset.

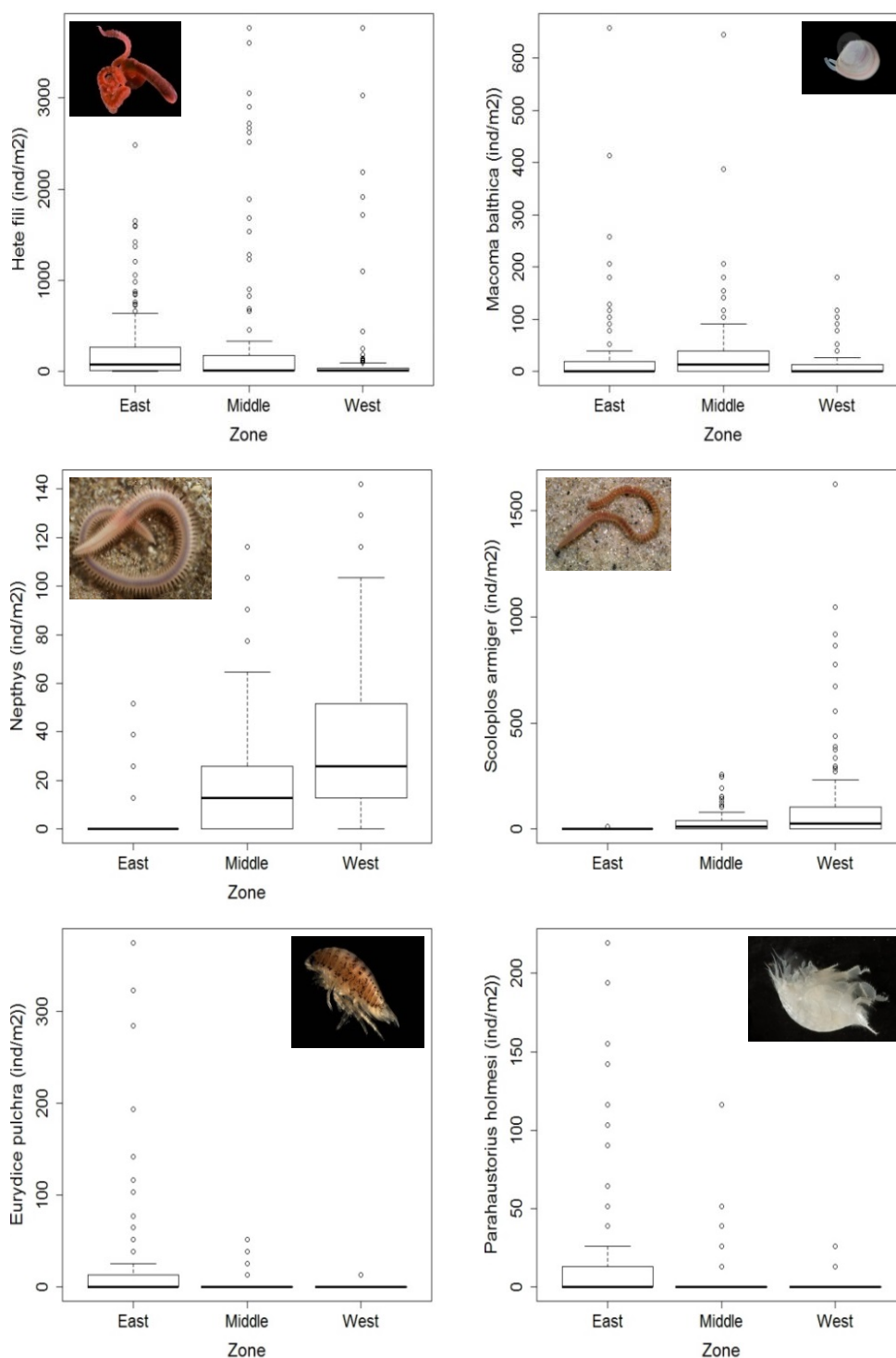
In totaal zijn 170 taxa aangetroffen in deze dataset. Heel wat taxa komen slechts sporadisch voor, bijv. 55 taxa worden slechts één keer aangetroffen, 24 taxa tweemaal. De meest voorkomende taxa staan weergegeven in Tabel 3. De meest voorkomende soort is de draadworm *Heteromastus filiformis*, gevolgd door de zandzagers *Nephtys* spp., het nonnetje *Macoma balthica* en de wapenworm *Scoloplos armiger*. In termen van densiteit domineren polychaeten, met *H. filiformis* (38% van de gemiddelde totale densiteit) en *Aphelocheata marioni* (21%). In termen van biomassa domineren de Mollusca met *Ensis (directus)*, *M. balthica* en *Mytilus (edulis)* als belangrijkste soorten.

Tabel 3. De meest voorkomende soorten in de dataset Habitatmapping Sublitoraal, met indicatie van hun voorkomen (%), gemiddelde densiteit (ind.m⁻²) en gemiddelde biomassa (g AFDW.m⁻²).

Taxon	Phylum	Class	Voorkomen	Densiteit	Biomassa
<i>Heteromastus filiformis</i>	Annelida	Polychaeta	75,8	271	550
<i>Nephtys</i> spp.	Annelida	Polychaeta	63,9	28	170
<i>Macoma balthica</i>	Mollusca	Bivalvia	38,5	27	710
<i>Scoloplos armiger</i>	Annelida	Polychaeta	37,9	47	120
<i>Aphelocheata marioni</i>	Annelida	Polychaeta	26,9	153	80
<i>Bathyporeia</i> spp.	Arthropoda	Amphipoda	16,8	5	0,6
OLIGOCHAETA	Annelida	Clitellata	15,0	14	0,2
<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	Polychaeta	10,4	3	1,4
<i>Capitella (capitata)</i>	Annelida	Polychaeta	32,4	20	2
<i>Nereidae</i>	Annelida	Polychaeta	6,4	2	19
<i>Ensis (directus)</i>	Mollusca	Bivalvia	9,5	3	3700
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	Arthropoda	Malacostraca	16,2	4	1
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Arthropoda	Malacostraca	10,7	4	9
<i>Polydora</i> spp.	Annelida	Polychaeta	2,4	3	0,3
<i>Corophiidae</i>	Arthropoda	Malacostraca	4,6	12	1,1
<i>Eteone</i> spp.	Annelida	Polychaeta	15,0	4	5
<i>Spiophanes bombyx</i>	Annelida	Polychaeta	17,0	12	4
<i>Mytilus (edulis)</i>	Mollusca	Bivalvia	1,8	2	780
<i>Eurydice pulchra</i>	Arthropoda	Malacostraca	15,6	8	3
<i>Parahaustorius holmesi</i>	Arthropoda	Malacostraca	21,4	9	9
<i>Magelona</i> spp.	Annelida	Polychaeta	18,7	6	6
<i>Spio</i> spp.	Annelida	Polychaeta	28,1	12	1

Langsheen de zoutgradiënt zien we een aantal duidelijke verschillen in het voorkomen van soorten. Sommige Polychaeta (bijv. *Nephtys* spp. en *S. armiger*) komen typisch voor in het westen en middengebied, bepaalde Crustacea taxa (*Eurydice (pulchra)*, *Parahaustorius holmesi*) meer in het oosten (Figuur 6). Andere soorten zoals *H. filiformis* en *M. balthica* komen in alle drie de deelgebieden

voor (Figuur 6). *Ensis (directus)* komt meer voor in het middengebied (19% van de locaties) dan in west (7%) en oost (5%), en heeft ook een veel hogere biomassa in het middengebied (gemiddeld 6000 mg AFDW/m²) in vergelijking tot west (gemiddeld 1000 mg AFDW/m²) en oost (gemiddeld 600 mg AFDW/m²).



Figuur 6. Densiteit (ind.m⁻²) van een aantal soorten in de deelgebieden oost, midden en west op basis van de Habitatmapping dataset.

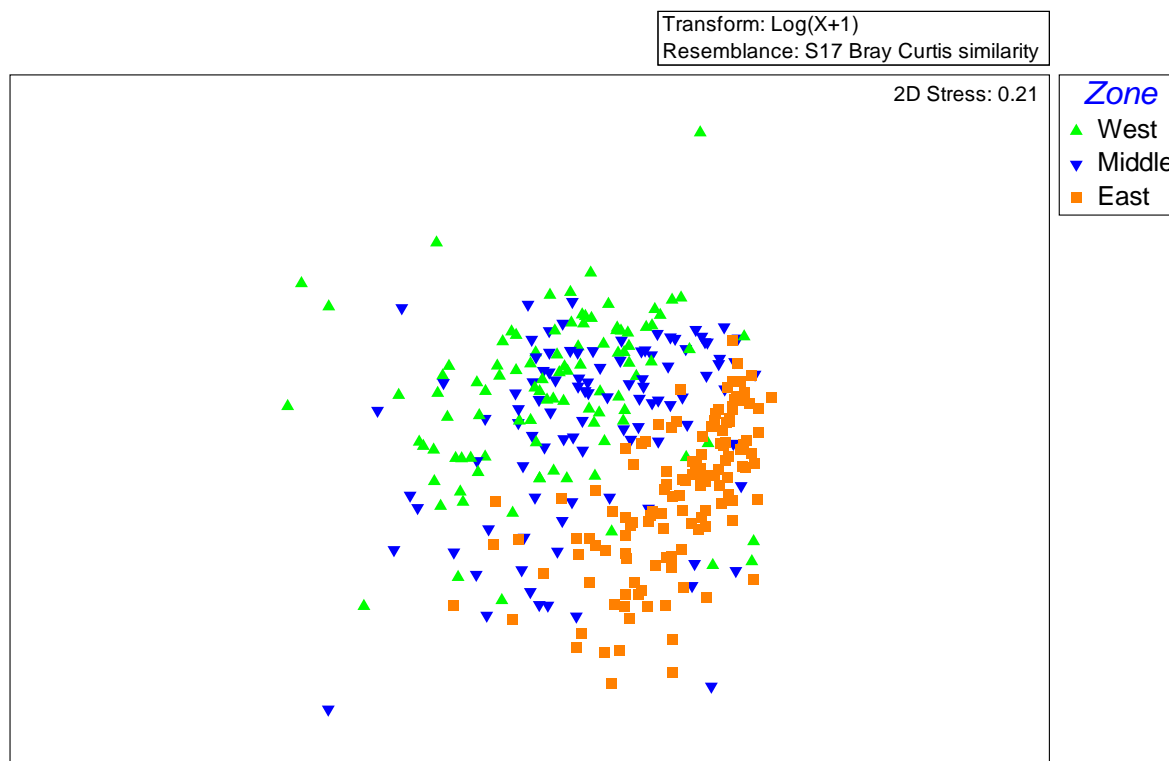
De multivariate analyse (nMDS op basis van densiteit) toont dat de bodemdiergemeenschappen van west en midden een grotere overeenkomst vertonen dan oost (*Figuur 7*). Het oosten heeft een duidelijke andere bodemdiergemeenschap. De ANOSIM routine laat zien dat de gemeenschappen significant verschillen, met het grootste verschil tussen west en oost, en het kleinste verschil tussen west en midden:

Globale Test: Sample statistic (Globale R): 0.30 ($p < 0.001$)

West, Midden: $R = 0.05$ ($p < 0.001$)

West, Oost: $R = 0.48$ ($p < 0.001$)

Midden, Oost: $R = 0.30$ ($p < 0.001$)



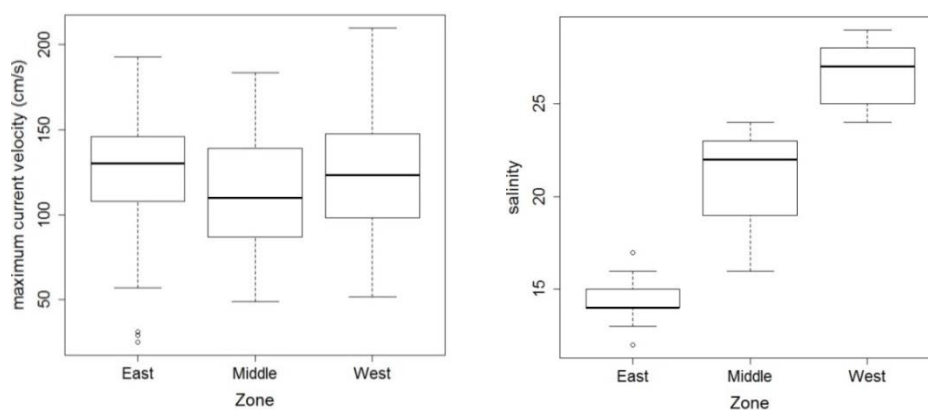
Figuur 7. nMDS plot (op basis van densiteit) van de Habitatmapping dataset met onderverdeling in oost, midden en west.

3.3.2 Abiotiek dataset Habitatmapping sublitoraal

De abiotische karakteristieken van de dataset Habitatmapping sublitoraal staan weergegeven in *Tabel 4*. De gemiddelde maximale stroomsnelheid is niet significant verschillend tussen de deelgebieden (*Figuur 8*), terwijl de duur stroomsnelheid > 65 cm/s significant hoger is in oost t.o.v. west (ANOVA, $p < 0.001$). De diepte range is vergelijkbaar tussen de deelgebieden, hoewel de gemiddelde diepte significant verschillend is tussen de deelgebieden, met gemiddeld diepere stations in oost en midden t.o.v. west (ANOVA, west-oost: $p < 0.01$, west-midden: $p < 0.005$). De gemiddelde mediane korrelgrootte is niet significant verschillend tussen de deelgebieden. Saliniteit is significant verschillend tussen alle drie de deelgebieden (ANOVA, $p < 0.001$) (*Figuur 8*).

Tabel 4. Abiotische karakteristieken van de dataset *Habitatmapping* sublitoraal, voor de volledige *Habitatmapping* dataset (n=327 monsters), en opgedeeld naar deelgebied west (n=100), midden (n=100) en oost (n=127). Max v= maximale stroomsnelheid, t_{v65} = tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s, D50= mediane korrelgrootte, Z= diepte, en Salgem= saliniteit bij gem. rivierafvoer.

Variabele	Unit	Gemiddelde	SE	Min	Max
Totaal (n=327)					
Max v	cm/s	121	3	25	210
t_{v65}	min	248	13,7	0	640
Z	m	-5,6	0,31	-0,93	-14,2
D50	μm	222,0	12,3	20	523
Salgem	-	20,3	1,1	12	29
West (n=100)					
Max v	cm/s	123	12,3	52	210
t_{v65}	min	202	20,1	0	611
Z	m	-4,8	0,48	-0,93	-11,6
D50	μm	221,0	22,1	20	476
Salgem	-	26,7	2,7	24	29
Midden (n=100)					
Max v	cm/s	113	11,3	49	184
t_{v65}	min	243	24,3	0	630
Z	m	-5,4	0,54	-1,68	-12,3
D50	μm	228	22,8	20	523
Salgem	-	21,2	2,1	16	24
Oost (n=127)					
Max v	cm/s	126	11,2	25	193
t_{v65}	min	288	25,5	0	640
Z	m	-6,4	0,57	-1,37	-14,2
D50	μm	219	19,5	78	319
Salgem	-	14,5	1,3	12	17



Figuur 8. Box-en-whisker plots van maximale stroomsnelheid (links) en saliniteit (rechts) in de drie deelgebieden (oost, midden, west) op basis van de *Habitatmapping* dataset.

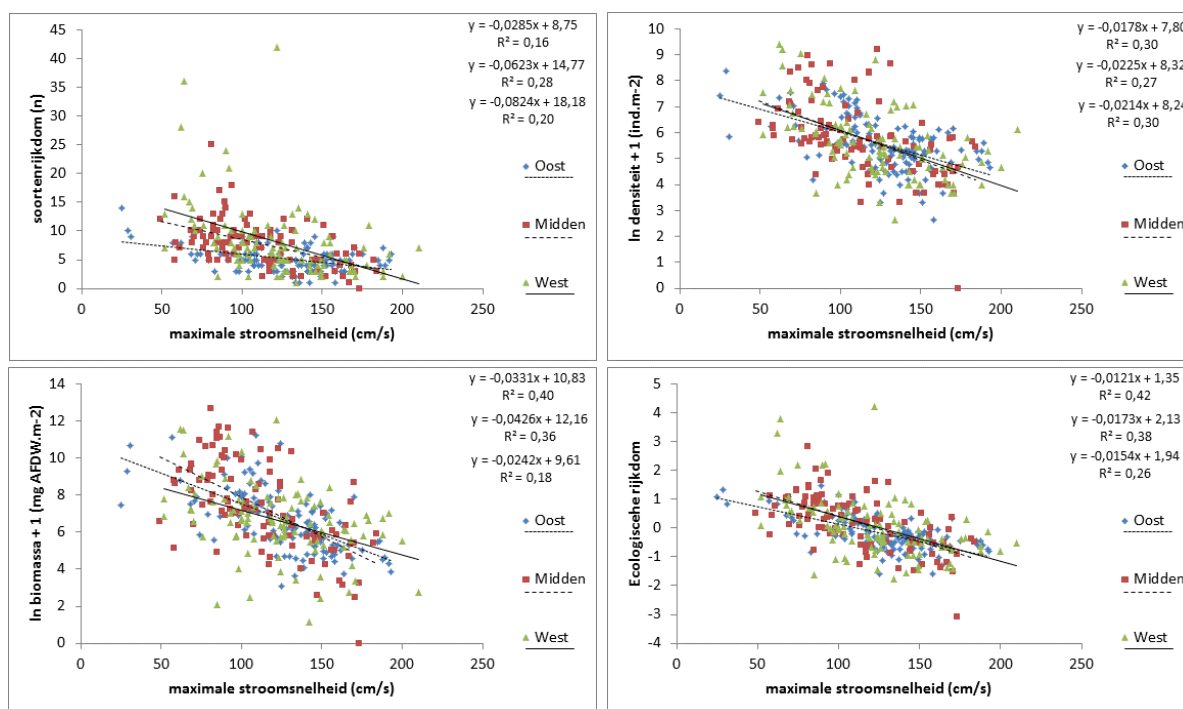
3.3.3 Relatie biota met omgevingsvariabelen (Dataset *Habitatmapping* sublitoraal)

De biotische variabelen zijn alle significant gerelateerd met de omgevingsvariabelen maximale stroomsnelheid, tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s, mediane korrelgrootte, en diepte (*Tabel 5*). Met zoutgehalte wordt geen significante relatie geobserveerd, behalve met soortenrijkdom. Het beste model, dit is het model met de laagste AIC waarde in *Tabel 5*, wordt gevonden met maximale stroomsnelheid, gevolgd door tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s en mediane korrelgrootte.

Tabel 5. Resultaten van een enkelvoudige lineaire regressie tussen biotische en abiotisch variabelen op basis van de volledige Habitatmapping dataset (n=327). Max v= maximale stroomsnelheid, t_{v65} = tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s, D50= mediane korrelgrootte, Z= diepte, en Salgem= saliniteit bij gem. rivierafvoer. * = $p < 0,05$

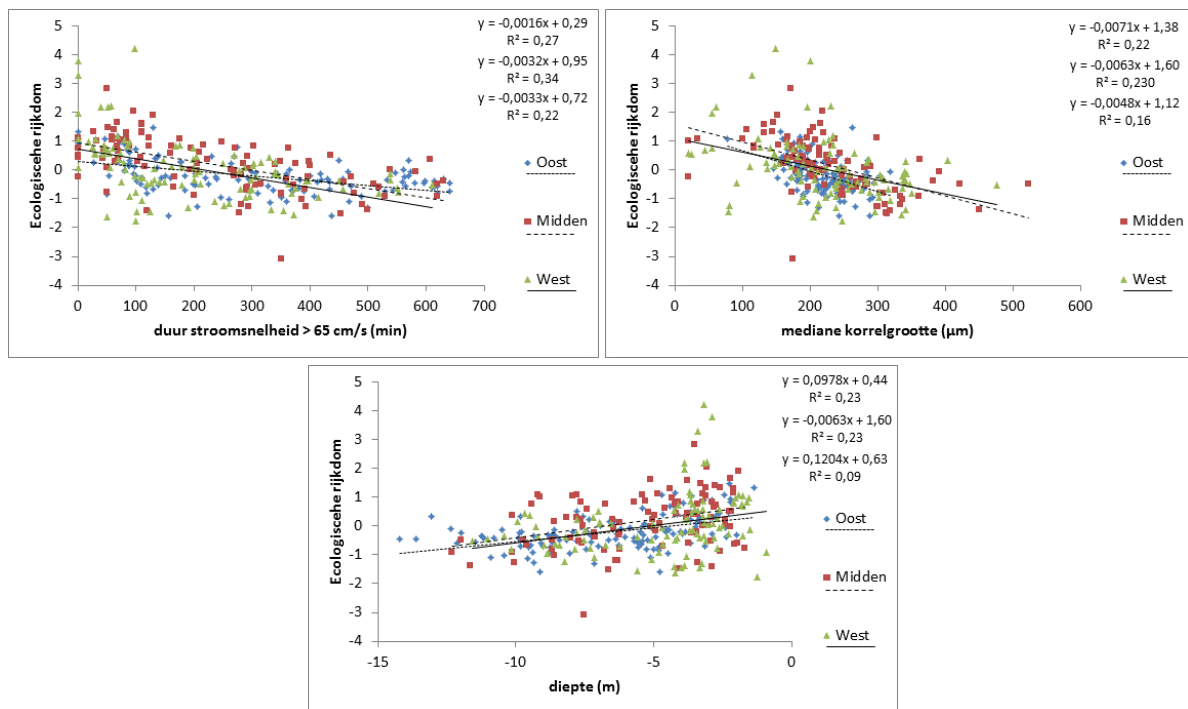
Variabele	ln densiteit + 1		ln biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	R^2	AIC	R^2	AIC	R^2	AIC	R^2	AIC
Max v	0,29*	58,35	0,31*	343,73	0,19*	936,04	0,34*	-215,91
v_{65}	0,20*	95,50	0,26*	366,86	0,13*	959,66	0,25*	-175,97
D50	0,22*	88,25	0,14*	417,66	0,11*	966,13	0,20*	-153,98
Z	0,12*	126,01	0,08*	438,64	0,11*	968,07	0,14*	-128,47
Salgem	0,002	167,28	0,001	467,55	0,05*	1003,82	0,005	-82,7

Wanneer we de dataset opsplitsen naar de drie deelgebieden west, midden en oost, zien we voor alle drie deelgebieden eenzelfde negatieve trend met maximale stroomsnelheid voor alle biotische variabelen (Figuur 9). Met toenemende stroomsnelheid neemt de soortenrijkdom, densiteit, biomassa en ecologische rijkdom af. De figuur laat verder een grote spreiding zien, en de relatie is doorgaans minder sterk in west.



Figuur 9. Relatie tussen maximale stroomsnelheid en biotische indicatoren in de Habitatmapping dataset, opgesplitst in west, midden en oost. Lineaire regressievergelijkingen: boven=oost, midden=midden, onder=west.

Voor andere omgevingsvariabelen zien we gelijkaardige relaties (Figuur 10). Met toenemende duur stroomsnelheid > 65 cm/s, hogere mediane korrelgroottes en toenemende diepte neemt de ecologische rijkdom af. Ook hier zien we een grote spreiding van de monsterpunten omheen de trendlijn.



Figuur 10. Relatie tussen de duur stroomsnelheid > 65 cm/s, mediane korrelgrootte en diepte met ecologische rijkdom op basis van de Habitatmapping dataset, opgesplitst in west, midden en oost. Lineaire regressievergelijkingen: boven = oost, midden = midden, onder = west.

Een meervoudige regressie (met maximale stroomsnelheid, duur stroomsnelheid > 65 cm/s, mediane korrelgrootte, diepte en saliniteit als onafhankelijke variabelen en de biotische indicatoren als afhankelijke variabelen) toont dat maximale stroomsnelheid steeds als eerste geselecteerd wordt in het model en daarmee ook het grootste deel van de variantie verklaard. Andere parameters dragen slechts in beperkte mate bij aan het verbeteren van het model. Tabel 6 toont de combinatie van variabelen die het beste model (laagste AIC waarde) opleveren voor elke biotische indicator. Overigens dient hier opgemerkt te worden dat ook de omgevingsvariabelen in zekere mate met elkaar gecorreleerd zijn, waardoor het niet abnormaal is dat hun bijdrage eerder beperkt is. In vergelijking tot de enkelvoudige regressie (Tabel 5) vertonen de meervoudige regressies een hogere R^2 en lagere AIC waarde (Tabel 6).

Tabel 6. Resultaten van een meervoudige regressie (forward stepwise) ($n=327$). Zie Tabel 5 voor uitleg bij afkortingen van omgevingsvariabelen. * = $p < 0,05$

Variabele	ln densiteit + 1		ln biomassa +1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	R^2_{adj}	AIC	R^2_{adj}	AIC	R^2_{adj}	AIC	R^2_{adj}	AIC
Max v + d50 + Z	0,33*	39,9						
Max v + t _{v65}			0,32*	225,6				
Max v + Salgem + d50+t _{v65}					0,25*	913,1		
Max v+d50+Salgem							0,40*	225,6

3.3.4 Onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch sublitoraal habitat

Op basis van de hierboven uitgevoerde analyses kunnen we stellen dat de maximale stroomsnelheid het best de biotische indicatoren verklaard. We stellen ook vast dat er geen duidelijke knippunten of trendbreuken in de relaties tussen omgevingsvariabelen en biologische indicatoren waar te nemen zijn, maar eerder lineaire trends met een grote spreiding erom heen. Dit bemoeilijkt uiteraard om een

harde grens te trekken tussen bijv. hoogdynamisch en laagdynamisch gebied, of ecologisch rijker en ecologisch armer gebied. Zoals in de inleiding reeds gesteld gaat het in estuariene ecosystemen eerder om gradiënten dan om harde grenzen.

Ondanks het feit dat in de nieuwe analyses deze drempelwaarden veel minder duidelijk zichtbaar waren en er een min of meer lineair verband werd vastgesteld met een grote spreiding, is er hier toch geopteerd om de analyse zoals uitgevoerd in Ysebaert et al. (2009) te herhalen, met als doel inzicht te krijgen waar met deze methode de grenzen liggen van de fysische omgevingsvariabelen voor het onderscheid tussen ecologisch arme ecologisch rijke gebieden, en of deze grenzen verschillen tussen deelgebieden. Door de Habitatmapping methode toe te passen en te vergelijken met de huidige grenzen die in het ZES ecotopenstelsel (ZES.1) gehanteerd worden kunnen we een uitspraak doen over de bruikbaarheid van de huidige grenzen.

De Habitat Mapping methode (Ysebaert et al. 2009) wordt toegepast om de biotische indicatoren (soortenrijkdom, densiteit, biomassa, ecologische rijkdom) te voorspellen uit abiotische variabelen en grenzen in abiotische variabelen vast te stellen voor het onderscheid tussen ecologisch arme en ecologisch rijke gebieden. De modelresultaten met verschillende abiotische variabelen worden vergeleken en het beste model kan worden gebruikt voor het ruimtelijk voorspellen van ecologische rijkdom.

Tabel 7 laat de resultaten zien wanneer de grenzen gemodelleerd worden voor de afzonderlijke omgevingsvariabelen op basis van de volledige Sublitoraal Habitatmapping dataset. Densiteit en biomassa hebben vaak eenzelfde grens, voor de soortenrijkdom wijkt die steeds af.

Tabel 7. Resultaten van de modellen die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In het geval van densiteit en maximale stroomsnelheid ligt de grens bij 112 cm/s. De BIC geeft de Bayesian information criterion. Zie Tabel 5 voor uitleg bij afkortingen van omgevingsvariabelen.

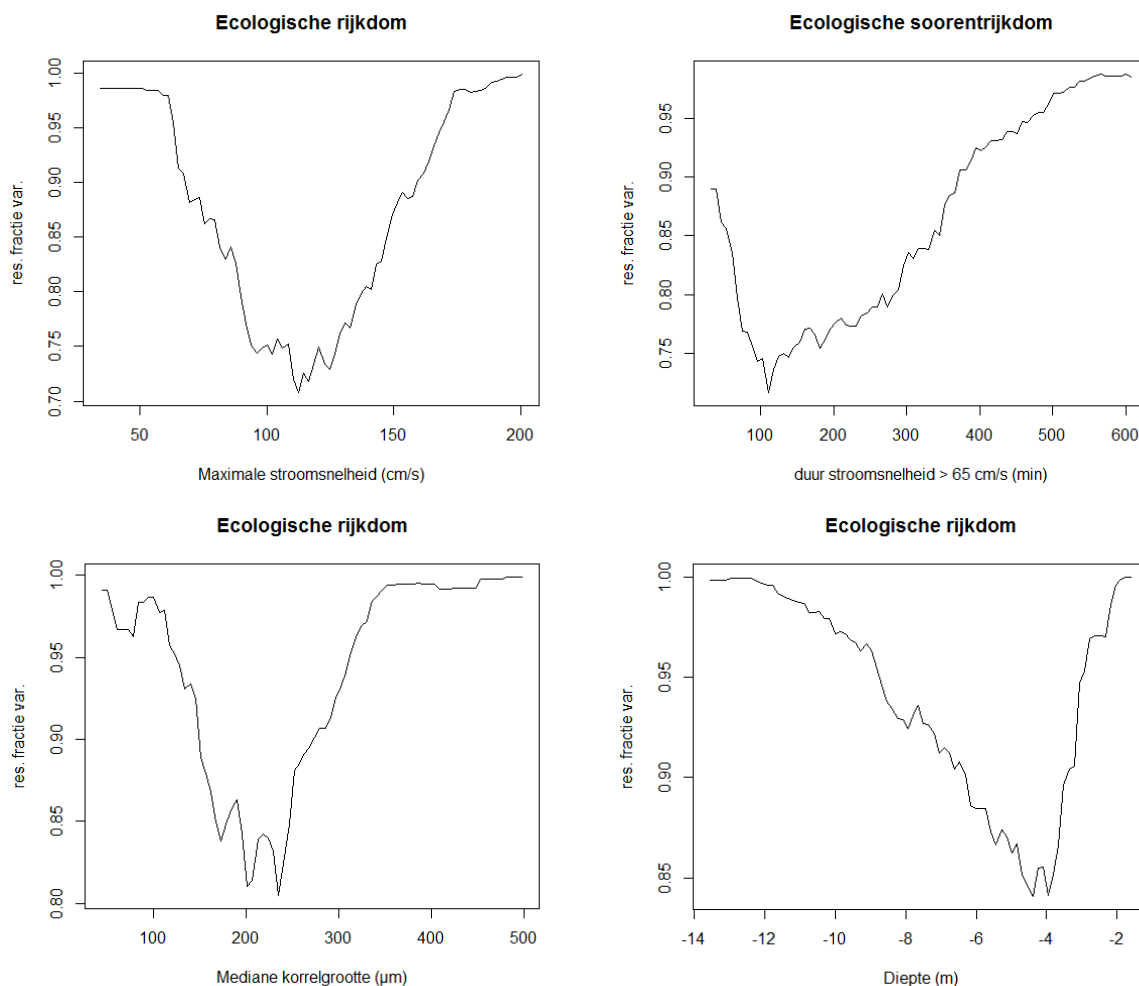
Variabele	In densiteit + 1		In biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	112	1011	125	1303	96	1877	112	748
t _{v65}	110	1017	110	1315	68	1883	110	752
D50	235	1036	235	1355	174	1901	235	790
Z	-4,4	1066	-4,4	1368	-4,0	1900	-4,4	804

Voor ecologische rijkdom zien we dat grens tussen ecologisch arm en ecologisch rijk ligt bij:

- maximale stroomsnelheid: 112 cm/s
- duur stroomsnelheid > 65 cm/s: 110 min
- mediane korrelgrootte: 235 µm
- diepte: -4,4 m NAP

Hierbij heeft maximale stroomsnelheid de laagste BIC waarde, waarmee dit het model met de beste fit is. De duur stroomsnelheid > 65 cm/s heeft gelijkaardige, maar iets hogere BIC waardes. Diepte heeft de hoogste BIC waardes en dit model geeft dan ook de minst goede fit weer.

Figuur 11 illustreert hoe de grenzen gevonden worden, in dit geval voor ecologische rijkdom. De figuur toont ook aan dat er een zekere bandbreedte rond de grens zit.



Figuur 11. Verklaarde variantie bij verschillende opsplitsingen van maximale stroomsnelheid (linksboven), duur stroomsnelheid $> 65 \text{ cm.s}^{-1}$ (rechtsboven), mediane korrelgrootte (linksonder) en diepte (rechtsonder) voor 'ecologische rijkdom'. De minimum waarde van res. fractie var. geeft de grens weer voor het onderscheid in de twee groepen. In het geval van maximale stroomsnelheid is dit bijv. 112 cm/s.

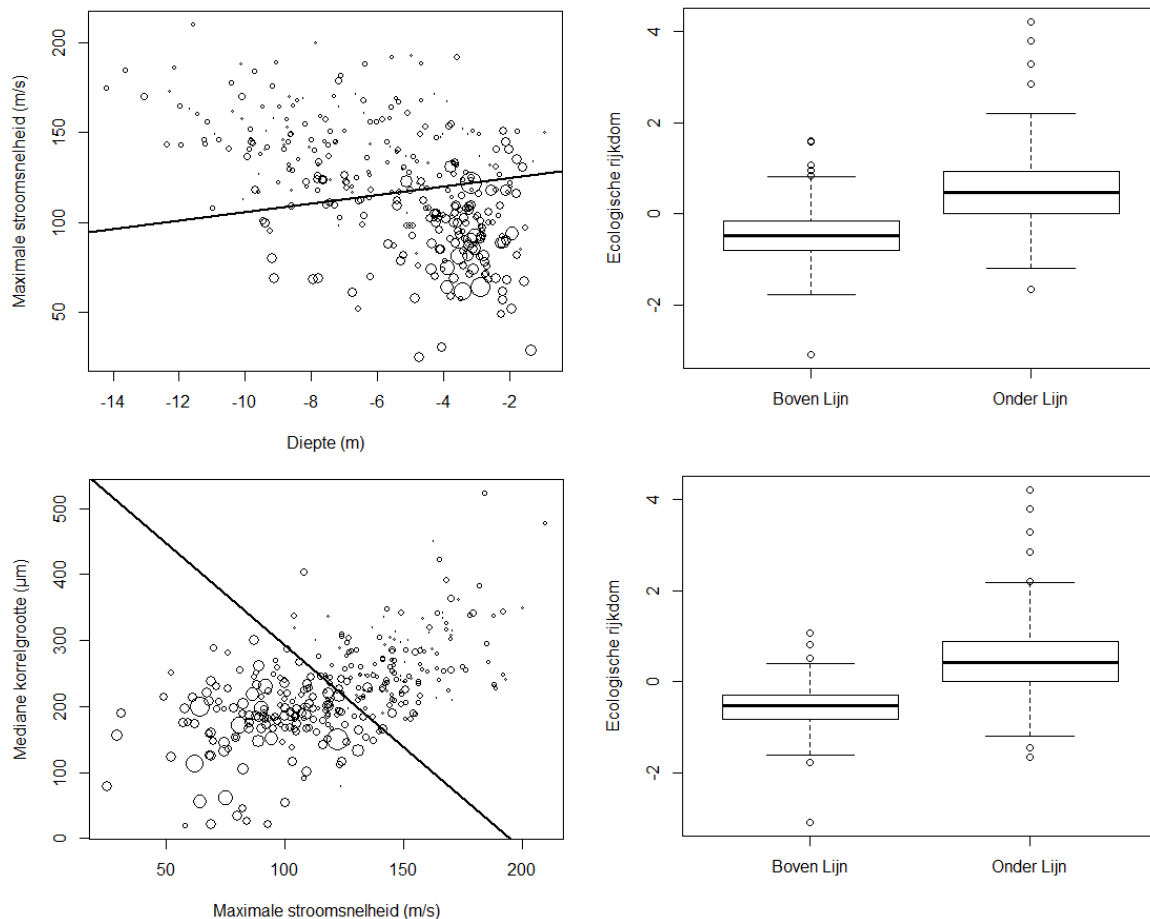
Eenzelfde analyse maar dan met de RWS stroomsnelheidskaarten maakt een onderscheid voor maximale stroomsnelheid bij 94 cm/s, welke lager is dan de 112 cm/s verkregen met de WLB stroomsnelheid data. Ook in deze analyse levert het model met maximale stroomsnelheid de beste fit op (laagste AIC waarde).

Vervolgens hebben we gekeken of een combinatie van twee omgevingsvariabelen een betere fit oplevert (Tabel 8). De combinaties leveren een betere fit op, met lagere BIC waardes in vergelijking tot de afzonderlijke omgevingsvariabelen (Tabel 7). De combinatie maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte levert een betere fit op dan de combinatie maximale stroomsnelheid en diepte, maar de verschillen in BIC waardes zijn klein.

Figuur 12 toont visueel waar zich de scheidingslijn bevindt voor ecologische rijkdom in de combinaties diepte en maximale stroomsnelheid en maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte. In het geval van diepte en maximale stroomsnelheid zien we een redelijk horizontale scheidingslijn, wat er op wijst dat het met name de stroomsnelheid is die bepalend is voor de ecologische rijkdom, en in veel mindere mate diepte. Dit is conform de waarnemingen hierboven. In het geval van de combinatie maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte zien we een hogere ecologische rijkdom bij lagere stroomsnelheden en kleinere korrelgroottes.

Tabel 8. Resultaten van de modellen die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Elk model bevat twee onafhankelijke variabelen, maximale stroomsnelheid (Max v) + mediane korrelgrootte (d50) of maximale stroomsnelheid (Max v) + diepte (Z). Parameter 1 = intercept, Parameter 2 = slope, in de vergelijking $\text{var2} = \text{intercept} + \text{slope} * \text{var1}$. De BIC geeft de Bayesian information criterion.

	Model	Parameter 1	Parameter2	BIC
Lnden	Max v + D50	598,8	-3,07	979
Lnbio	Max v + D50	685,2	-3,80	1288
Soortenrijkdom	Max v + D50	476,8	-3,95	1868
Ecologische rijkdom	Max v + D50	600,9	-3,08	716
Lnde	Max v + Z	122,0	1,47	999
Lnbio	Max v + Z	128,1	1,89	1292
Soortenrijkdom	Max v + Z	223,5	31,7	1863
Ecologische rijkdom	Max v + Z	129,8	2,39	735



Figuur 12. Relatie tussen diepte en maximale stroomsnelheid (boven) en maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte (onder). De scheidslijn geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties op basis van ecologische rijkdom, de grootte van de cirkel is een maat voor ecologische rijkdom. De figuren rechts geven de box-whisker plot weer voor de twee onderscheiden groepen (resp. boven en onder de scheidslijn). Voor meer details zie Materiaal & Methode.

Om een beeld te schetsen welk soort bodemdiergemeenschap de onderscheiden groepen vertegenwoordigen, hebben we voor de combinatie diepte + maximale stroomsnelheid de algemene biotische indicatoren (Tabel 9) en de frequentie van voorkomen, gemiddelde densiteit en gemiddelde

biomassa bepaald voor de meest dominante taxa in de ecologisch rijke en ecologisch arme groep (*Tabel 10*). Zowel soortenrijkdom, densiteit, biomassa als ecologische rijkdom zijn gemiddeld significant lager in de ecologisch arme gemeenschap (*Tabel 9*).

Tabel 9. Algemene biotische indicatoren voor de ecologisch rijke en ecologisch arme bodemdiergemeenschap.

Variabele	Unit	Ecologisch rijk (n = 150)	Ecologisch arm (n=177)
Soortenrijkdom	n	8,9 ± 0,45	5,1 ± 0,42
Densiteit	(ind/m ²)	1225 ± 154	297 ± 65
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	15474 ± 2973	1374 ± 378
Lnden	ln (ind/m ²)	6,38 ± 1,00	5,01 ± 0,08
Lnbio	ln (mg AFDW/m ²)	8,06 ± 0,15	5,85 ± 0,12
Ecologische rijkdom	-	0,54 ± 0,07	-0,46 ± 0,15

Wat opvalt is dat bijna alle taxa in beide groepen voorkomen, maar de meeste soorten komen in lagere frequentie, densiteit en biomassa voor in de ecologisch arme groep (*Tabel 10*). Bivalven zoals *Macoma balthica* en *Ensis (directus)* zijn duidelijk dominanter in de ecologisch rijke groep en bepalen in belangrijke mate de biomassa. Andere meer voorkomende soorten in de ecologisch rijke groep zijn bepaalde polychaeten zoals *Aphelochaeta marioni*, *Pygospio elegans*, *Capitella (capitata)*, enz. Mobiele kreeftachtigen zoals *Bathyporeia* spp., *Gastrosaccus spinifer*, *Eurydice pulchra* en *Parahaustorius holmesi* zijn duidelijk beter vertegenwoordigd in de ecologisch arme groep. De twee meest voorkomende taxa, de polychaeten *Heteromastus filiformis* en *Nephtys* spp., worden in beide groepen frequent aangetroffen, maar de gemiddelde densiteit en biomassa is duidelijk lager in de ecologisch arme groep.

Tabel 10. Kenmerkende soorten met frequentie van voorkomen, gemiddelde densiteit en gemiddelde biomassa voor de ecologisch rijke (n= 150) en ecologisch arme (n=177) bodemdiergemeenschap bepaald op basis van de Habitat Mapping methode met diepte + maximale stroomsnelheid als verklarend model.

Taxon	Frequentie (%)		Densiteit (ind.m ⁻²)		Biomassa (mg AFDW.m ⁻²)	
	Ecologisch 'rijk'	Ecologisch 'arm'	Ecologisch 'rijk'	Ecologisch 'arm'	Ecologisch 'rijk'	Ecologisch 'arm'
<i>Heteromastus filiformis</i>	88	77	494,0	82,0	923,8	234,2
<i>Nephtys spp.</i>	67	72	34,0	23,7	221,8	121,4
<i>Macoma balthica</i>	58	26	44,2	12,6	1195,5	307,1
<i>Scoloplos armiger</i>	52	31	85,8	14,3	214,1	40,5
<i>Aphelochaeta marioni</i>	42	17	258,6	63,7	29,2	9,3
<i>Bathyporeia spp.</i>	15	21	5,7	4,1	0,7	0,5
OLIGOCHAETA	23	10	25,6	3,3	0,5	0,1
<i>Pygospio elegans</i>	17	5	4,7	0,9	0,2	0,1
<i>Capitella (capitata)</i>	52	19	36,6	5,1	6,1	31,7
<i>Nereidae</i>	11	3	4,2	0,3	42,1	0,1
<i>Ensis (directus)</i>	20	1	7,3	0,1	8043,5	28,2
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	16	19	4,4	3,2	1,4	0,8
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	5	19	1,6	6,9	2,0	14,3
<i>Polydora spp.</i>	5	0	7,1	0,0	0,6	0,0
<i>Corophiidae</i>	6	4	25,8	0,5	2,4	0,1
<i>Eteone spp.</i>	23	9	6,5	1,5	2,6	7,1
<i>Spiophanes bombyx</i>	31	7	24,8	2,3	7,5	0,6
<i>Mytilus (edulis)</i>	3	1	5,3	0,1	1696,1	0,0
<i>Eurydice pulchra</i>	9	25	1,6	13,9	0,3	5,6
<i>Parahaustorius holmesi</i>	9	37	2,5	14,2	2,8	14,1
<i>Magelona spp.</i>	21	20	7,0	4,7	9,3	3,8
<i>Spio spp.</i>	41	21	18,3	7,1	1,6	0,6

Vervolgens hebben we gekeken in hoeverre dezelfde grenzen gevonden worden wanneer we de dataset Habitatmapping sublitoraal opdelen in west, midden en oost (Tabel 11). Het midden toont andere waarden voor duur stroomsnelheid > 65 cm/s, mediane korrelgrootte en diepte, terwijl west en oost meer vergelijkbare grenzen laten zien. De maximale stroomsnelheid is meer gelijkaardig tussen de drie deelgebieden (93–117 cm/s). De beste fit wordt gehaald met het model duur stroomsnelheid >65 cm/s (west), mediane korrelgrootte (midden) en max. stroomsnelheid (oost).

Tabel 11. Resultaten van de modellen die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. De BIC geeft de Bayesian information criterion. Zie Tabel 5 voor uitleg afkortingen.

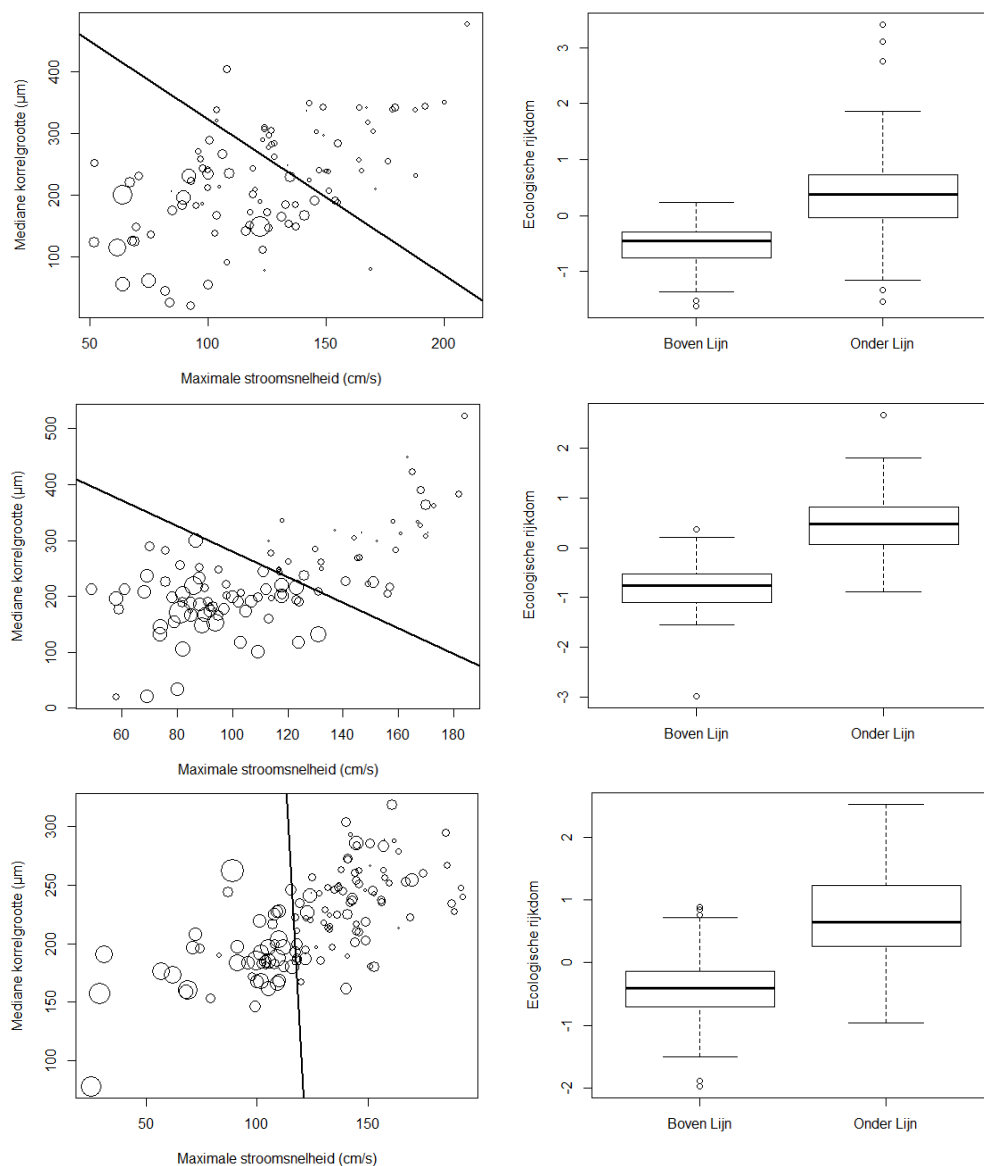
Variabele	West		Midden		Oost	
	Ecologische rijkdom		Ecologische rijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	93	250	113	231	117	254
t _{v65}	98	236	277	227	96	278
D50	200	256	241	225	210	295
Z	-4,0	259	-6,1	256	-4,7	273

Voor de combinatie met twee omgevingsvariabelen levert de combinatie maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte het beste model op voor alle zones, behalve in het geval van west, waar de

combinatie diepte en duur stroomsnelheid > 65 cm/s het beste model oplevert (Tabel 12). Figuur 13 toont visueel waar zich de scheidelijns bevindt voor ecologische rijkdom in de combinatie maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte voor de deelgebieden west, midden en oost.

Tabel 12. Resultaten van de modellen die de kritische scheiding weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Elk model bevat twee onafhankelijke variabelen, maximale stroomsnelheid (Max v) + mediane korrelgrootte (d50) of maximale stroomsnelheid (Max v) + duur stroomsnelheid > 65 cm/s (t_{v65}). Parameter 1 = intercept, Parameter 2 = slope, in de vergelijking $D50 = \text{intercept} + \text{slope} * \text{Max v}$. De BIC geeft de Bayesian information criterion.

	Model	Parameter 1	Parameter2	BIC
Ecologische rijkdom west	$\text{Max v} + D50$	598,1	-2,71	248
Ecologische rijkdom midden	$\text{Max v} + D50$	469,6	-1,94	202
Ecologische rijkdom oost	$\text{Max v} + D50$	3392,2	-27,3	250
Ecologische rijkdom west	$Z + t_{v65}$	317,8	65,1	233



Figuur 13. Relatie tussen maximale stroomsnelheid en mediane korrelgrootte. Boven: west, midden: midden, onder: oost. De scheidelijns geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties op basis van ecologische rijkdom, de grootte van de cirkel is een maat voor ecologische rijkdom. De figuren rechts geven de box-whisker plot weer voor de twee onderscheiden groepen (resp. boven en onder de scheidelijns). Voor meer details zie Materiaal & Methode.

3.3.5 Vergelijking met de MWTL 2007-2012 dataset

De dataset Habitatmapping sublitoraal is met een bepaald doel verzameld, met name om inzicht te krijgen in waar ecologisch rijke (ondiepwater)gebieden voorkomen in het sublitoraal van de Westerschelde, en of dit gerelateerd is aan bepaalde abiotische karakteristieken. Daarnaast wordt in de Westerschelde jaarlijks het macrozoöbenthos bemonsterd in het kader van MWTL. Voor deze studie zijn de gegevens uit de periode 2007 -2012 gebruikt. Hierbij wordt sinds 2009 een ecotoopgerichte benadering gevolgd. Dit betekent dat voor het sublitoraal in de zoute zone 20 monsters genomen worden in het hoogdynamische (diepe) sublitoraal, en 10 monsters in het ondiepe, laag-dynamische sublitoraal. Hetzelfde gebeurt in de brakke zone. Wat echter opvalt wanneer de locaties uit de dataset geplotted worden op de meest recente ecotopenkaarten (data uit 2007 en 20089 gekoppeld aan ecotopenkaart 2008, data uit 2009 en 2010 gekoppeld aan ecotopenkaart 2010, data uit 2011 gekoppeld aan ecotopenkaart 2011, en data uit 2012 gekoppeld aan ecotopenkaart 2012), we dan vaststellen dat 88% van de locaties in hoogdynamisch sublitoraal habitat vallen, en slechts 5% in laagdynamisch sublitoraal. De overige locaties vallen in litorale ecotopen, omdat ze zich net op de grens met het litoraal bevinden. Bij nader onderzoek blijkt de ecotopenkaart waarop de bemonsteringslocaties zijn uitgezet voor de MWTL bemonstering (zie bijv. Escaravage et al. 2013) te verschillen van de officiële RWS ecotopenkaarten (zie www.rijksoverheid.nl of www.data.overheid.nl). De reden is dat de ecotopenkaarten volgens de huidige standaardmethode pas beschikbaar zijn sinds eind 2014. Voor de MWTL-bemonsteringen uit de periode 2009-2012 zijn eerdere versies gebruikt. Een belangrijk verschil tussen de eerdere kaarten en de huidige standaardkaarten is dat de grens voor hoog-dynamisch sublitoraal is verschoven van 80 cm/s naar 70 cm/s en dat het gebruikte model anders ingesteld is wat betreft de bodemruwheid in de litorale delen waardoor de stroomsnelheden in de ondiepe delen zijn veranderd (meer in overeenstemming met de metingen).

De MWTL dataset verschilt verder van de Habitatmapping Sublitoraal dataset op verschillende punten:

- bemonsteringsoppervlakte per locatie is kleiner (0.0151 t.o.v. 0.0774 m²)
- ruimtelijke spreiding is groter
- diepte range is groter

Tabel 13 geeft enkele abiotische karakteristieken van de MWTL dataset weer, Tabel 14 de biotische karakteristieken.

Tabel 13. Abiotische karakteristieken van de MWTL dataset 2007-2012I, voor de volledige Habitatmapping dataset (n=461 monsters), en opgedeeld naar deelgebied west (n=130), midden (n=173) en oost (n=158).

Variable	Unit	Gemiddelde	SE	Min	Max
Totaal (n=461)					
Max. stroomsnelheid	cm/s	113	1,45	24	195
Diepte	m	-8,71	1,24	-47,62	0,83
West (n=130)					
Max. stroomsnelheid	cm/s	117	2,65	24	174
Diepte	m	-10,65	1,54	-47,62	-1,32
Midden (n=173)					
Max. stroomsnelheid	cm/s	112	2,62	52	195
Diepte	m	-8,23	1,08	-32,93	0,04
Oost (n=158)					
Max. stroomsnelheid	cm/s	110	2,24	52	170
Diepte	m	-7,64	1,11	-24,48	0,83

Tabel 14. Samenvatting van de gemiddelde soortenrijkdom, gemiddelde totale densiteit, gemiddelde totale biomassa en gemiddelde ecologische rijkdom voor de volledige MWTL 2007-2012 dataset ($n=461$ monsters), en opgedeeld naar deelgebied west ($n=130$), midden ($n=164$) en oost ($n=167$).

Variabele	Unit	Gemiddelde	SE	Min	Max
Totaal ($n=461$)					
Soortenrijkdom	n	3,7	0,17	0	29
Densiteit	(ind/m ²)	1709	258	0	73800
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	17000	2,80	0	73800
West ($n=130$)					
Soortenrijkdom	n	3,7	0,37	0	29
Densiteit	(ind/m ²)	986	182	0	11667
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	13000	4,27	0	333800
Midden ($n=164$)					
Soortenrijkdom	n	3,6	0,27	0	19
Densiteit	(ind/m ²)	2062	534	0	73800
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	29300	6,27	0	490900
Oost ($n=167$)					
Soortenrijkdom	n	3,7	0,28	0	20
Densiteit	(ind/m ²)	1917	450	0	54256
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	6800	2,38	0	283200

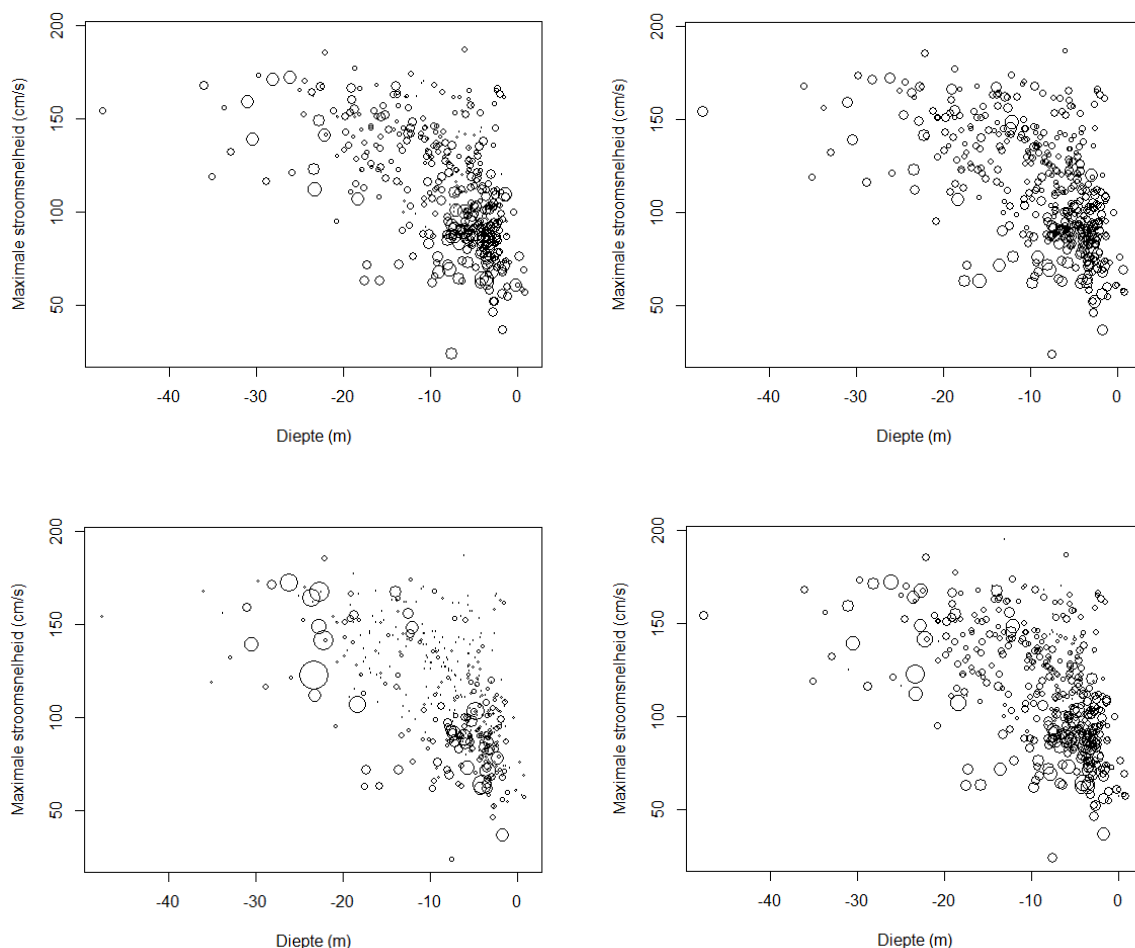
In totaal zijn 182 taxa aangetroffen in de MWTL dataset. Heel wat taxa komen slechts sporadisch voor, bijv. 61 taxa worden slechts één keer aangetroffen, 29 taxa tweemaal. De meest voorkomende taxa staan weergegeven in Tabel 15. Net als in de dataset Habitatmapping sublitoraal is de meest voorkomende soort de draadworm *Heteromastus filiformis*, gevolgd door de zandzagers *Nephtys spp*, het nonnetje *Macoma balthica* en de wapenworm *Scoloplos armiger*. In vergelijking tot de Habitatmapping sublitoraal dataset komen deze soorten wel minder frequent voor. In termen van densiteit domineren polychaeten, met *H. filiformis* (21% van de gemiddelde totale densiteit) en *Aphelochaeta marioni* (25%). Ook Corophiidae komen gemiddeld in hoge densiteiten voor (17%). In termen van biomassa domineren de Mollusca met *Ensis (directus)* (59%) als belangrijkste soort.

Tabel 15. De meest voorkomende soorten in de dataset MWTL 2007-2012, met indicatie van hun voorkomen (%), gemiddelde densiteit (ind.m⁻²) en gemiddelde biomassa (mg AFDW.m⁻²).

Taxon	Phylum	Class	Voorkomen	Densiteit	Biomassa
<i>Heteromastus filiformis</i>	Annelida	Polychaeta	48,8	359	440
<i>Nephtys spp.</i>	Annelida	Polychaeta	28,6	26	180
<i>Macoma balthica</i>	Mollusca	Bivalvia	22,1	53	1530
<i>Scoloplos armiger</i>	Annelida	Polychaeta	19,5	27	70
<i>Aphelochaeta marioni</i>	Annelida	Polychaeta	18,7	427	30
<i>Bathyporeia spp.</i>	Arthropoda	Amphipoda	13,7	44	5
OLIGOCHAETA	Annelida	Clitellata	12,4	63	2
<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	Polychaeta	11,1	13	0.7
<i>Capitella (capitata)</i>	Annelida	Polychaeta	10,4	13	5
<i>Nereidae</i>	Annelida	Polychaeta	8,2	20	180
<i>Ensis (directus)</i>	Mollusca	Bivalvia	8,0	15	9950
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	Arthropoda	Malacostraca	8,0	6	2
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	Arthropoda	Malacostraca	7,2	10	10
<i>Polydora spp.</i>	Annelida	Polychaeta	6,9	51	5
<i>Corophiidae</i>	Arthropoda	Malacostraca	6,3	291	40
<i>Eteone spp.</i>	Annelida	Polychaeta	5,6	4	1
<i>Spiophanes bombyx</i>	Annelida	Polychaeta	5,4	8	2
<i>Mytilus (edulis)</i>	Mollusca	Bivalvia	5,0	8	100
<i>Eurydice pulchra</i>	Arthropoda	Malacostraca	4,8	6	1
<i>Parahaustorius holmesi</i>	Arthropoda	Malacostraca	4,8	6	4
<i>Magelona spp.</i>	Annelida	Polychaeta	3,5	3	0.2
<i>Spio spp.</i>	Annelida	Polychaeta	2,6	2	0.2

Wanneer we de relaties tussen de biotische indicatoren en de omgevingsvariabelen maximale stroomsnelheid en diepte evalueren, stellen we vast dat er geen significante relatie is met diepte (behalve met soortenrijkdom, $R^2 = 0,01$; $p > 0,05$). De relatie met maximale stroomsnelheid is wel significant, maar de R^2 zijn veel lager in vergelijking met de Habitatmapping sublitoraal dataset (zie Tabel 5), variërend tussen $R^2 = 0,03$ voor soortenrijkdom en $R^2 = 0,12$ voor biomassa. Een meervoudige lineaire regressie met maximale stroomsnelheid en diepte verbetert de relatie, met R^2 tussen 0,11 en 0,15 ($p < 0,001$).

Wanneer we de relaties nader bekijken, valt het op dat in de diepere delen van de Westerschelde locaties voorkomen met hoge biomassa's, densiteit en rijkdom (Figuur 14).



Figuur 14. Relatie tussen diepte en maximale stroomsnelheid in de MWTL dataset 2007-2012, met indicatie van de totale biomassa (linksboven), totale densiteit (rechtsboven), soortenrijkdom (rechtsonder), en ecologische rijkdom (linksonder). Hoe groter de cirkels, hoe groter de waarde van de biotische indicator.

Het toepassen van de Habitat Mapping methode op de volledige MWTL dataset 2007-2012 geeft voor alle biotische indicatoren een grens van 88 cm/s voor maximale stroomsnelheid, voor diepte is dat -4,3 m voor de totale biomassa, maar -22 m voor de andere drie biotische indicatoren. De verklaarde variantie tussen beide groepen is echter zeer klein. Deze grenzen zijn ook afwijkend van de grenzen die gevonden werden met de Habitatmapping Sublitoraal dataset. Om dit nader te onderzoeken hebben we twee zaken bekeken:

- MWTL dataset beperkt tot een diepte < -12 m NAP, zodat de dataset qua diepte range vergelijkbaar is met de Habitatmapping Sublitoraal dataset.
- In de MWTL dataset de monsterpunten die gerelateerd kunnen worden aan harde substraten verwijderd uit de dataset.

MWTL dataset beperkt tot diepte < -12 m NAP

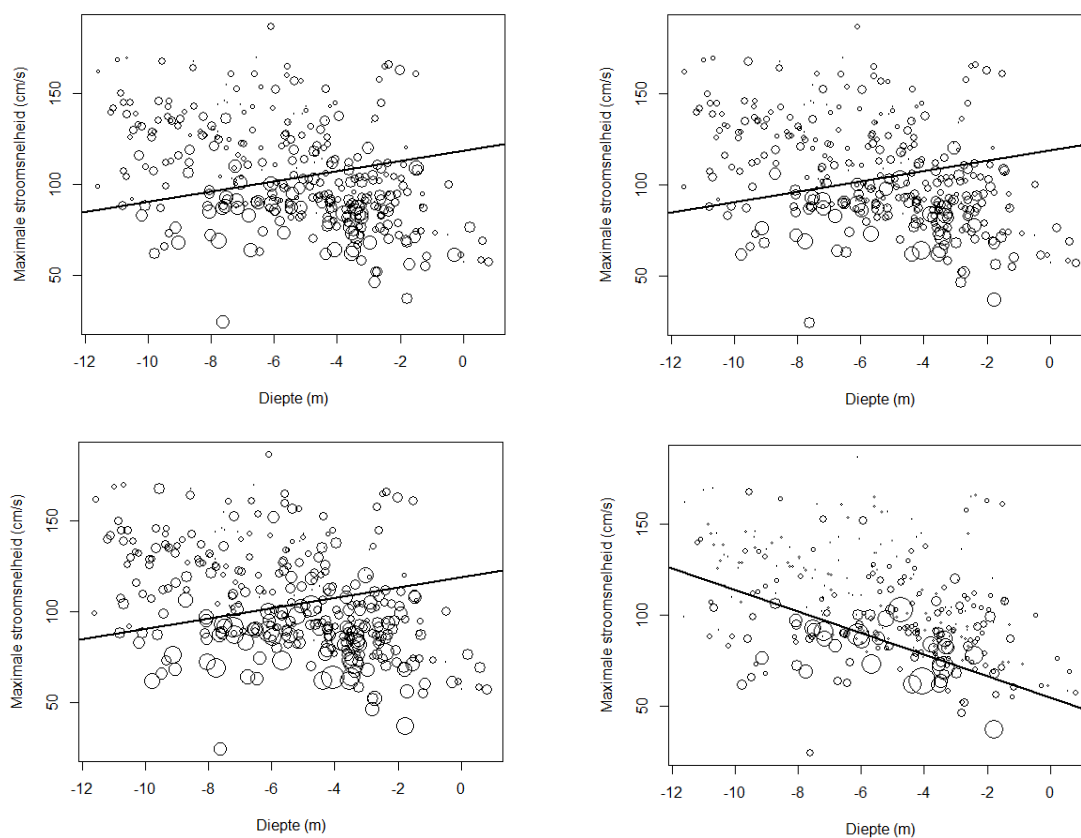
Om een betere vergelijking met de dataset Habitatmapping sublitoraal te kunnen maken is vervolgens een selectie gemaakt van de MWTL dataset met enkel locaties ondieper dan -12 m, m.a.w. zonder de diepe punten. Tabel 16 en Tabel 17 laten de resultaten zien voor respectievelijk de afzonderlijke abiotische variabelen maximale stroomsnelheid en diepte, en de combinatie van beide. Maximale stroomsnelheid blijkt ook hier de belangrijkste variabele, met een grens van 99 cm/s voor de gecombineerde indicator ecologische rijkdom. Figuur 15 geeft de relaties visueel weer.

Tabel 16. Resultaten van de modellen (MWTL dataset, enkel locaties met diepte < -12 m) die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In het geval van densiteit en maximale stroomsnelheid ligt de grens bij 99 cm/s. De BIC geeft de Bayesian information criterion. Max v = maximale stroomsnelheid, Z = diepte.

Variabele	In densiteit + 1		In biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	99	1493	90	1747	106	1744	99	872
Z	-4,4	1527	-4,5	1803	-4,1	1793	-4,2	925

Tabel 17. Resultaten van de modellen (MWTL dataset, enkel locaties met diepte < -12 m) die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Elk model bevat twee onafhankelijke variabelen, diepte (Z) + maximale stroomsnelheid (Max v). Parameter 1 = intercept, Parameter 2 = slope, in de vergelijking $Max\ v = intercept + slope * Z$. BIC = Bayesian information criterion.

	Model	Parameter 1	Parameter 2	BIC
Lnden	Z + Max v	118,8	2,81	1480
Lnbio	Z + Max v	118,7	2,81	1731
Soortenrijkdom	Z + Max v	56,1	-5,67	1718
Ecologische rijkdom	Z + Max v	118,8	2,80	854



Figuur 15. Relatie tussen maximale stroomsnelheid en diepte (MWTL dataset, enkel locaties met diepte < -12 m). De scheidslijn geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties op basis van totale biomassa (linksboven), totale densiteit (rechtsboven), soortenrijkdom (rechtsonder), en ecologische rijkdom (linksonder). Hoe groter de cirkels, hoe groter de waarde van de biotische indicator.

MWTL dataset zonder bodemdiergemeenschappen van harde substraten

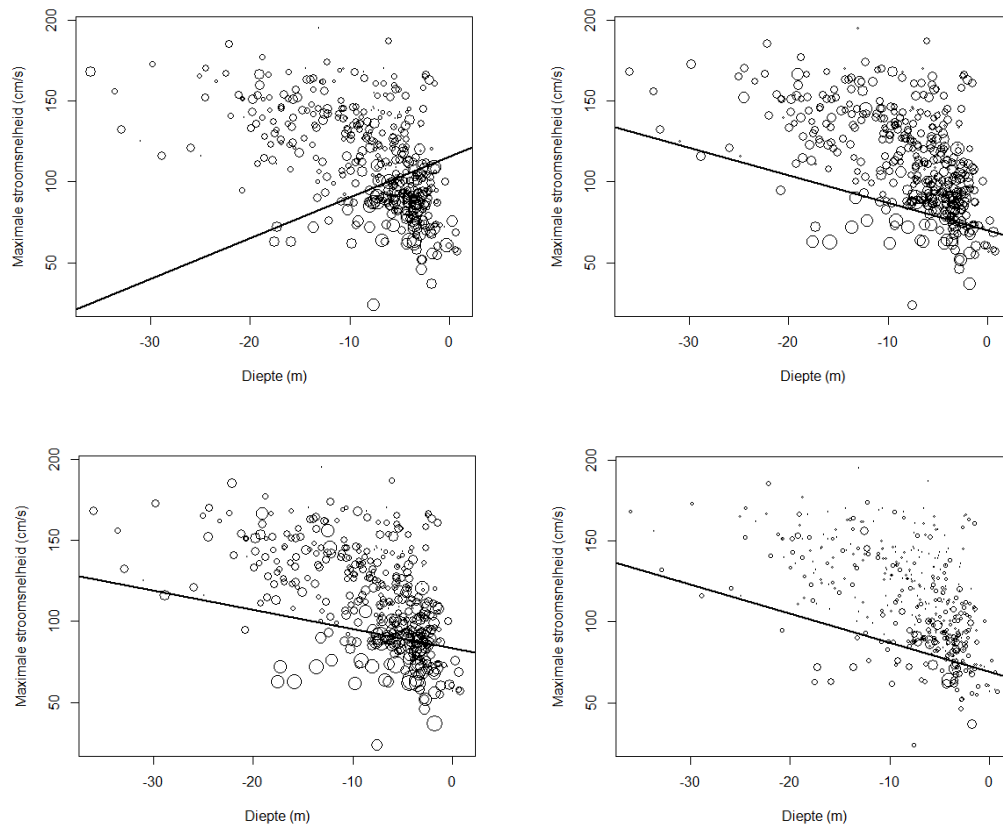
In de diepere delen zijn er verschillende locaties die een hoge ecologische rijkdom vertonen. Op basis van de soortensamenstelling kunnen we besluiten dat het hier vaak gaat om harde substraten zoals veen, kleilagen en stenige substraten. Kenmerkende soorten zijn bijv. de boormossel *Petricola* sp. en de oester *Crassostrea* sp. Deze soorten zijn typische filter feeders en zolang ze zich kunnen hechten aan een harde ondergrond is een hoge stroomsnelheid voor deze soorten alleen maar gunstig. Op sommige plekken komen ook grote hoeveelheden zeeanemonen voor. In een volgende analyse hebben we deze locaties weggelaten. Alle locaties waar *Crassostrea*, *Actiniaria*, *Petricola*, en *Barnea candida* voorkwamen zijn geselecteerd en verwijderd uit de dataset. Ook werden een aantal extra locaties verwijderd met zeer hoge biomassa's van *Mya* (2 locaties), *Bivalvia* (1 locatie), *Carcinus maenas* (1 locatie) en *Mytilidae* (3 locaties). Hiermee werden 31 locaties verwijderd. Vervolgens is terug de Habitat Mapping methode toegepast op deze dataset (Tabel 18, Tabel 19). Nu komt er een consistent beeld naar voren, vergelijkbaar met de andere analyses. Maximale stroomsnelheid verklaart ook nu het best de biotische indicatoren, de combinatie met diepte verbetert het model slechts in beperkte mate. Figuur 16 geeft de relaties visueel weer.

Tabel 18. Resultaten van de modellen (MWTL dataset, zonder hardsub soorten) die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In het geval van densiteit en maximale stroomsnelheid ligt de kritische grens bij 99 cm/s. De BIC geeft de Bayesian information criterion. Max v = maximale stroomsnelheid, Z = diepte.

Variabele	In densiteit + 1		In biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	99	1835	88	2100	88	2030	88	1074
Z	-4,3	1871	-4,3	2160	-4,3	2100	-4,3	1138

Tabel 19. Resultaten van de modellen (MWTL dataset, zonder hardsub soorten) die het onderscheid weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Elk model bevat twee onafhankelijke variabelen, diepte (Z) + maximale stroomsnelheid (Max v). Parameter 1 = intercept, Parameter 2 = slope, in de vergelijking $Max\ v = intercept + slope * Z$. BIC = Bayesian information criterion.

	Model	Parameter 1	Parameter2	BIC
Densiteit	$Z + Max\ v$	70,1	-1,69	1827
Biomassa	$Z + Max\ v$	115,7	2,52	2094
Soortenrijkdom	$Z + Max\ v$	69,4	-1,79	2015
Ecologische rijkdom	$Z + Max\ v$	83,6	-1,17	1064



Figuur 16. Relatie tussen maximale stroomsnelheid en diepte (MWTL dataset, zonder locaties met hardsubstraat gemeenschappen). De scheidslijn geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties op basis van totale biomassa (linksboven), totale dichtheid (rechtsboven), soortenrijkdom (rechtsonder), en ecologische rijkdom (linksonder). Hoe groter de cirkels, hoe groter de waarde van de biotische indicator.

Om een beeld te schetsen welk soort bodemdiergemeenschap de onderscheiden groepen vertegenwoordigen, hebben we voor de combinatie diepte + maximale stroomsnelheid de algemene biotische indicatoren bepaald (Tabel 20) en de frequentie van voorkomen, gemiddelde dichtheid en gemiddelde biomassa voor de meest dominante taxa in de ecologisch rijke en ecologisch arme groep (Tabel 21). Zowel soortenrijkdom, dichtheid, biomassa als ecologische rijkdom zijn gemiddeld significant lager in de ecologisch arme gemeenschap. Wat opvalt is dat bijna alle taxa in beide groepen voorkomen, maar de meeste soorten komen in lagere frequentie, dichtheid en biomassa voor in de ecologisch arme groep. Bivalven zoals *Macoma balthica* en *Ensis (directus)* zijn duidelijk dominanter in de ecologisch rijke groep, net als bepaalde Annelida zoals *Aphelocheata marioni*, Oligochaeta, en *Scoloplos armiger*. Mobiele kreeftachtigen zoals *Bathyporeia* spp., *Gastrosaccus spinifer*, *Eurydice pulchra* en *Parahaustorius holmesi* zijn duidelijk beter vertegenwoordigd in de ecologisch arme groep. De twee meest voorkomende taxa, de polychaeten *Heteromastus filiformis* en *Nephtys* spp., worden in beide groepen frequent aangetroffen, met vergelijkbare gemiddelde densiteiten en biomassa's in beide groepen. In grote lijnen kan gesteld worden dat de samenstelling van beide groepen en de verschillen onderling sterk gelijken op de samenstelling en verschillen zoals waargenomen met de dataset Habitatmapping Sublitoraal (zie Tabel 10).

Tabel 20. Algemene biotische indicatoren voor de ecologisch rijke en ecologisch arme bodemdiergemeenschap (MWTL dataset, zonder locaties met hardsub gemeenschappen).

Variable	Unit	Ecologisch rijk (n=116)	Ecologisch arm (n=314)
Soortenrijkdom	n	5,0 ± 0,34	2,4 ± 0,11
Densiteit	(ind/m ²)	3269 ± 735	555 ± 106
Biomassa	(mg AFDW/m ²)	330263 ± 7132	3420 ± 1358
Lnden	ln (ind/m ²)	6,54 ± 0,19	5,00 ± 0,11
Lnbio	ln (mg AFDW/m ²)	7,71 ± 0,27	4,89 ± 0,15
Ecologische rijkdom	-	0,63 ± 0,09	-0,24 ± 0,04

Tabel 21. Kenmerkende soorten met frequentie van voorkomen, gemiddelde densiteit en gemiddelde biomassa voor de ecologisch rijke (n= 116) en ecologisch arme (n=314) bodemdiergemeenschap bepaald op basis van de Habitat mapping methode met diepte + maximale stroomsnelheid als verklarend model (MWTL dataset, zonder locaties met hardsub gemeenschappen).

Taxon	Frequentie (%)		Densiteit (ind.m ⁻²)		Biomassa (mg AFDW.m ⁻²)	
	Ecologisch 'rijk'	Ecologisch 'arm'	Ecologisch 'rijk'	Ecologisch 'arm'	Ecologisch 'rijk'	Ecologisch 'arm'
<i>Heteromastus filiformis</i>	70	38	870	97	918	198
<i>Nephtys spp.</i>	44	29	34	24	172	185
<i>Macoma balthica</i>	17	13	155	13	4156	257
<i>Scoloplos armiger</i>	38	12	63	10	140	48
<i>Aphelocheata marioni</i>	43	7	1329	42	80	1,4
<i>Bathyporeia spp.</i>	10	21	18	57	2,3	6,2
OLIGOCHAETA	22	6	102	10	2,9	0,2
<i>Pygospio elegans</i>	21	4	18	7	1	0,3
<i>Capitella (capitata)</i>	14	9	11	13	0,9	6,8
<i>Nereidae</i>	17	4	9	4	470	14
<i>Ensis (directus)</i>	24	3	37	6	26182	2444
<i>Mesopodopsis slabberi</i>	9	8	5	6	2,3	1,7
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	1	10	1	15	0,5	15
<i>Polydora spp.</i>	8	2	14	24	1,8	2,1
<i>Corophiidae</i>	7	5	234	123	22	37
<i>Eteone spp.</i>	12	3	8	2	2	0,7
<i>Spiophanes bombyx</i>	16	1	24	0,6	5,6	0,6
<i>Mytilus (edulis)</i>	3	1	0,6	5	0,01	0,2
<i>Eurydice pulchra</i>	2	6	3	8	0,8	1,6
<i>Parahaustorius holmesi</i>	1	7	3	8	3,4	4,2
<i>Magelona spp.</i>	5	4	4	3	4,1	2
<i>Spio spp.</i>	4	2	2	1,5	0,3	0,2

4 Bodemdieren in relatie tot morfodynamiek, hydrodynamiek en droogvalduur in het litoraal in de Westerschelde

4.1 Inleiding

Het onderzoek in het litoraal is onderverdeeld in een aantal delen. Het eerste deel spitst zich tot op de vraag hoe de bodemdierdichtheid, biomassa en samenstelling verandert met morfodynamiek, substraatdynamiek en hydrodynamiek. Hiervoor is een detailonderzoek uitgevoerd in een aantal megaribbelgebieden in de Westerschelde. Vervolgens zijn de resultaten opgeschaald naar het litoraal in de gehele Westerschelde, aan de hand van MWTL data (2007 – 2012) uit het litoraal, gekoppeld aan ecotopenkaarten en de hieraan ten grondslag liggende geomorfologische kaarten, stroomsnelheidskaarten, hoogtekaarten en droogvalduurkaarten van de Westerschelde. Ten eerste had dit tot doel na te gaan hoe de dichtheid, biomassa en samenstelling van bodemdieren verandert met geomorfologie en stroomsnelheid. Ten tweede is met deze data set een soortgelijke analyse als in het sublitoraal uitgevoerd, waarbij een voorspelling is gemaakt van ecologische rijkdom op grond van stroomsnelheid en droogvalduur voor het litoraal in de Westerschelde (Habitat Mapping methode). In dit hoofdstuk worden de data en data-analyse en de resultaten beschreven van deze drie studies.

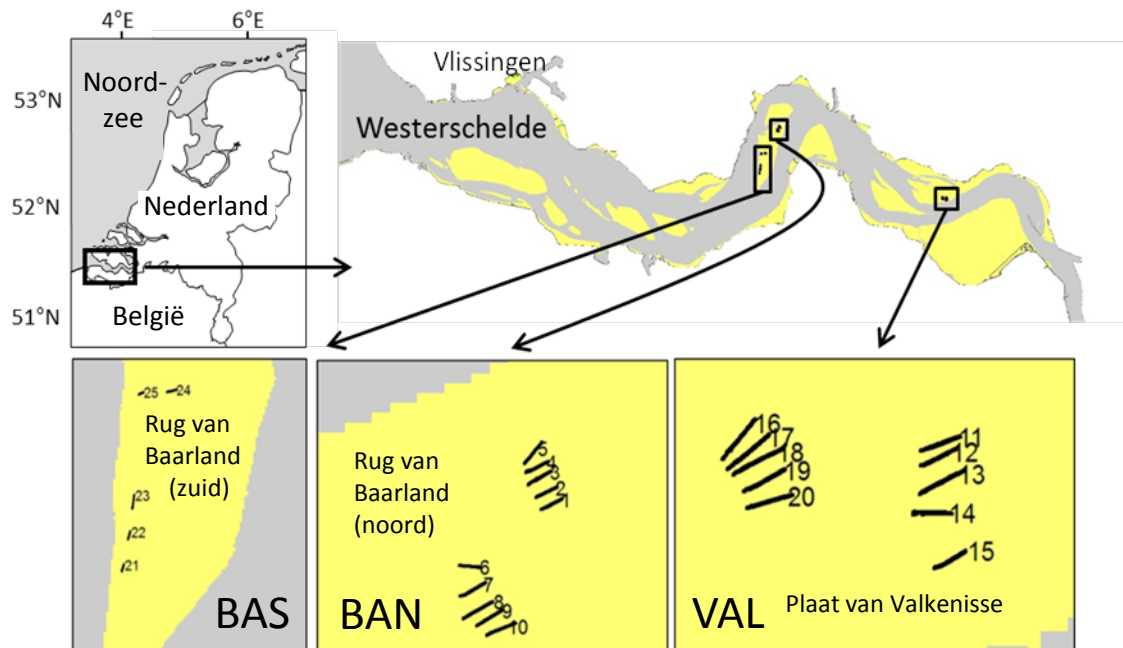
4.2 Data en data-analyse

4.2.1 Detailstudie bodemdieren in relatie tot morfodynamiek en hydrodynamiek

4.2.1.1 Veldbemonstering en metingen

In 2011 en 2012 is door NIOZ, in opdracht van RWS, een uitgebreide bemonsteringscampagne uitgevoerd om de relatie tussen bodemdieren en bodemmorfologie, substraatdynamiek en hydrodynamiek in het litoraal in de Westerschelde nader te bekijken. In twee litorale gebieden met een onduidelijke hoogdynamische overgangszone (Rug van Baarland, hierna aan te duiden met BAN, en Plaat van Valkenisse, hierna aan te duiden met VAL) in de Westerschelde zijn raaien uitgezet (zie *Figuur 17*). Het gaat om 10 raaien op de Rug van Baarland en 10 raaien op de Platen van Valkenisse (*Figuur 17b*, *Figuur 18*). Op de raaien in gebied BAN en VAL zijn bemonsteringen en metingen uitgevoerd in verschillende seizoenen (net na de vestiging van nieuw broed in juni 2011, voorafgaand aan de winter in september 2011 en net voor de vestiging van nieuw broed in april 2012). Omdat de range van stroomsnelheden klein bleek te zijn, zijn tevens eenmalig (september 2012) nog 5 aanvullende raaien bemonsterd aan de zuidzijde van de Rug van Baarland (hierna aan te duiden met gebied BAS). Deze 5 raaien liggen wat verder uit elkaar (tot enkele kilometers, zie *Figuur 17*) om een brede range van condities te kunnen bemonsteren.

In een Geografisch Informatie Systeem zijn aan de monsterpunten (zie beschrijving hieronder) de eenheden uit de geomorfologische kaarten van 2011 en 2012 gekoppeld. De meeste raaien in gebied BAN vallen in de geomorfologische eenheid P2b1, dat wil zeggen hoogenergetisch gebied met regelmatige 2D megaribbels (*Tabel 22*), en de meeste raaien op VAL vallen in de geomorfologische eenheid P2a, dat wil zeggen hoogenergetisch golvend gebied (*Tabel 22*). De raaien BAS21, BAS22 en BAS23 in gebied BAS zijn overwegend laagenergetisch vlak, zandig volgens de overeenkomstige geomorfologische kaart (eenheid P1a1), en raai BAS24 en vooral BAS25 zijn hoogenergetisch met regelmatige 2D megaribbels (eenheid P2b1) (*Tabel 22*). Het zoutgehalte (saliniteit) bij gemiddelde waterafvoer is 20 in gebied BAN en 13-14 in gebied VAL. Het zoutgehalte van gebied BAS is vergelijkbaar met dat van gebied BAN, namelijk 21-22.



Figuur 17. Locatie van de raaien op de Rug van Baarland (BAS en BAN) en de Plaat van Valkenisse (VAL), Westerschelde.

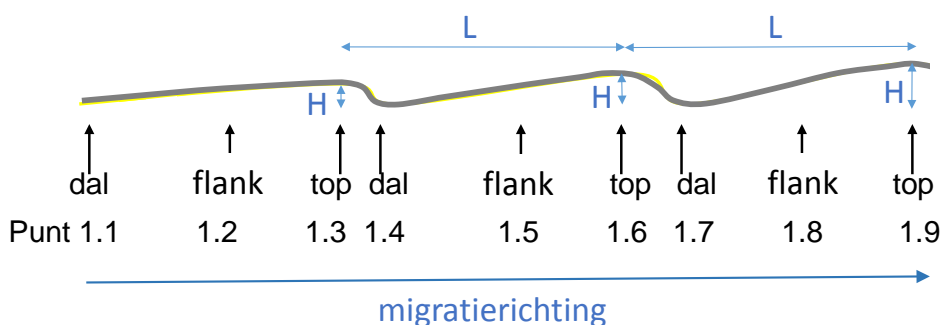


Figuur 18. Foto's van de verschillende gebieden (zie Figuur 17 voor locaties).

Tabel 22. Verdeling van de 585 monsters over de eenheden uit de geomorfologische kaart uit 2011 en 2012 per raai.

Raai	april (2012)			juni (2011)		sep (2011 of 2012)		
	P1a1	P2a	P2b1	P2a	P2b1	P1a1	P2a	P2b1
	Laag energe tische vlakke plaat, zand	Laag energetische vlakke plaat, slibrijk zand (> 8% lutum)	Hoog energetische plaat met regelmatige 2- dimensionale megaribbels (H > 0,25m)	Hoog energetische plaat gegolfd relief (H < 0,25m, L >25m)	Hoog energetische plaat met regelmatige 2- dimensionale megaribbels (H > 0,25m)	Laag energetische vlakke plaat, zand	Hoog energetisch e plaat gegolfd relief (H < 0,25m, L >25m)	Hoog energetische plaat met regelmatige 2- dimensionale megaribbels (H > 0,25m)
1			9		9			9
2			9		9			9
3			9		9			9
4			9		9			9
5			9		9			9
6			9		9			9
7			9		9			9
8			9		9			9
9			9		9			9
10		1	8		9			9
11		9		9			9	
12		9		9			9	
13		4	5	9			9	
14			9	9			9	
15			9	9			8	1
16	3	6		9			9	
17		9		9			9	
18		9		9			9	
19		9		9			9	
20		9		9			9	
21						3	6	
22						9		
23						9		
24								9
25								9

Op elk van de raaien zijn bij laag water 9 monsterpunten (stations) uitgezet, waarbij steeds drie tripletten van dal, flank en top zijn bemonsterd (zie *Figuur 19* en *Tabel 23*). In principe zijn de raaien loodrecht op de megaribbel gepositioneerd. Daarbij zijn de tellingen gedaan in de richting van de dominante ebstroming, zodat de flank altijd de loefzijde is. Uitzondering op deze richting zijn de raaien in gebied BAS. Sommige raaien liggen in vloed gedomineerde gebieden (BAS21, BAS22, BAS23), maar de flank is hier niet altijd de loefzijde, zo is naderhand uit de sequentiële hoogtemetingen gebleken. De ligging van de raaien blijft gelijk voor alle campagnes, maar doordat de megaribbels migreren is het begin- en eindpunt van de raai en de lengte van de raai steeds anders, omdat de raaien per definitie in het dal beginnen. De coördinaten van de 9 stations in een raai verschillen dus ook per campagne.



Figuur 19. Voorbeeld raai 1 (loodrecht op de (mega)ribbels) met 9 monsterpunten. De lengte L en hoogte H van de megaribbels is ook weergegeven.

Tabel 23. Overzicht van aantal monsters in de gebieden BAN, VAL en BAS (zie ook Figuur 1).

Veldcampagne	BAN	VAL	BAS	# stations
Jun 2012	10 raaien*9 stations = 90	10 raaien*9 stations = 90		180
Sep 2012	10 raaien*9 stations = 90	10 raaien*9 stations = 90		180
Apr 2012	10 raaien*9 stations = 90	10 raaien*9 stations = 90		180
Sep 2012			5 raaien*9 stations = 45	45
Totaal	270	270	45	585

Op elk monsterpunt zijn bij laag water 3 cores tot op een diepte van 30 cm gestoken met 8 cm diameter, conform de BIOMON methoden, in het veld gezeefd over een 1 mm zeef en samengevoegd in een monsterpot. Het materiaal is gekleurd met Bengaals Rose en gefixeerd voorafgaand aan determinatie. Sediment is verzameld met een diepte van 3 cm van het oppervlak voor analyse van de korrelgrootteverdeling, en met een diepte van 1 cm voor pigmentanalyse. NIOZ heeft daarnaast aanvullende metingen uitgevoerd op meerdere plaatsen in respectievelijk het dal, de flank en de top van de megaribbel zoals bijv. het organisch stofgehalte.

De hoogte van de raaien is ingemeten met een dGPS (Trimble). Langs de raaien zijn daarnaast ook elke meter metingen verricht binnen een draagbaar aluminium frame van 50 bij 50 cm, waarbij de hoeveelheid (wormen)hoopjes is geteld, en de structuur van de kleinere ribbels (hoogte, lengte) is opgemeten. Door soms hevige regenval tijdens de campagnes, waardoor de bodemstructuur (inclusief hoopjes) verloren ging, zijn deze metingen echter niet altijd goed bruikbaar en vergelijkbaar.

Op een aantal stations (eerste dal, flank en top op over het algemeen de hoogste, middelste en laagste raai in een gebied) zijn erosiepinen gebruikt van ca 50 cm lengte, waarbij de top met daaronder een ringetje op het oppervlak is geplaatst. Bij bodembeweging (bijv. door erosie, golfwerking of bioturbatie) zakt dit ringetje. Bij terugmeting wordt het ringetje teruggevonden bij het absoluut laagste punt, en de afstand tussen de top van de erosiepin en het ringetje is gebruikt als maat voor verstoring (eigenlijk de maximale negatieve uitslag voor bodembeweging). Daarnaast is het actuele verschil in hoogte van het oppervlak bepaald; dit geeft de netto hoogteverandering (erosie of sedimentatie) van het oppervlak in de periode zoals ook gemeten met de dGPS op de stations. De erosiepinmetingen zijn gebruikt om na te gaan of een megaribbel al een golflengte of meer kan zijn verplaatst in de tussenliggende periode.

Rijkswaterstaat heeft op een aantal punten hydrodynamische metingen uitgevoerd (met ADP/ADCP), zodat het voorkomen van bodemdieren aan de (hydro)dynamiek kan worden gekoppeld. Nadere informatie over deze metingen is te vinden op: https://waterberichtgeving.rws.nl/nl/monitoring_stroom.htm. Stroming is bepaald over 2 springtij-doodtij cycli met uplooking Nortek AquaDopps (broadband 2000 kHz, 10 minuten pings). Deze zijn

steeds ingezet op de eerste top van een raai, namelijk in BAN01, BAN03, BAN05, BAN06, BAN08, BAN10 in juni 2012, in VAL11, VAL13, VAL15, VAL16, VAL18, VAL20 in april 2012, en in BAS21-BAS25 in november 2012. Er zijn ook tests gedaan met downlooking AquaDopps in het dal, met behulp van een aluminium constructie, maar doordat de uplooking en downlooking metingen niet vergelijkbaar zijn, en doordat de downlooking metingen bij springvloed niet de gehele waterkolom konden meten, zijn de metingen van deze campagnes niet gebruikt voor dit rapport. *Figuur 20* geeft een impressie van de uitgevoerde metingen in het veld.



Figuur 20. Foto's van de metingen en bemonsteringen langs een raai. Midden boven bemonstering, rechtsboven zeven van de bodemdierenmonsters, linksonder de dGPS metingen, onder midden de frame metingen, en rechtsonder de Aquadopp.

4.2.1.2 Bepalen van bodemdierindices en omgevingsvariabelen

De bodemdiermonsters zijn in het laboratorium van NIOZ geanalyseerd. Soortensamenstelling (aantal per monster), totale dichtheid (individuen per m²) en totale biomassa (mg asvrij drooggewicht per m²) van alle bodemdieren zijn in elk monster bepaald volgens het MWTL protocol. Daarnaast zijn per monster enkele andere karakteristieken van het macrozoöbenthos bepaald, bijv. totale dichtheid en biomassa van functionele groepen (filtreerders, depositie-eters etc) per monster. De waarden voor dichtheid en biomassa zijn log-getransformeerd volgens $\ln(x+1)$ om een normale verdeling van de data te kunnen benaderen (verder aangeduid als respectievelijk \ln_{den} en \ln_{bio} , zie Appendix I).

De sedimentsamenstelling is bepaald via de laserdiffractiemethode (Malvern Mastersizer 2000, MONEOS methode, gebruikt sinds 2012 na standaardisatie met o.a. particle sizer Rijkswaterstaat), waaruit de *mediane korrelgrootte* (D50, in mm) en het *slibgehalte* (deeltjes <63 µm in volume percentage) zijn vastgesteld. Het chlorofyl-a gehalte van het sediment (uitgedrukt in µg per gram sediment) is met behulp van HPLC bepaald.

De hoogtemetingen zijn uitgewerkt tot profielen met relatieve en absolute afstand langs de raai, om vergelijking van de profielen in de tijd mogelijk te maken. Uit de profielen zijn ook per raai een karakterisering van de megaribbelvorm gemaakt (*Figuur 19*), inclusief *megaribbelhoogte H* (verschil

hoogte dal en top, gemiddelde van drie waarden), *megaribbellengte* L (gemeten over de toppen, gemiddelde van twee waarden), en de *steilheid van de megaribbels* H/L.

Uit sequentiële hoogteprofielen zijn maten voor morfodynamiek voor ieder raai afgeleid. Hiervoor zijn de metingen van de profielen gebruikt ingewonnen tijdens een benthos-campagne en ca 2 weken ervoor, zodat voor elke raai data beschikbaar was. Ten eerste is de *migratiesnelheid* bepaald uit een autocorrelatie functie op de hoogtedata. Hierbij zijn de hoogtegegevens eerst geïnterpoleerd tot hoogtewaarden elke 10 cm langs de raai, en vervolgens is de cross-correlatie tussen twee opeenvolgende profielen in de tijd vergeleken. De migratie is de afstand waarop een van de profielen horizontaal verschoven moet worden om de maximale correlatie tussen de twee profielen te verkrijgen; absolute migratiesnelheid is uitgedrukt in meter per dag. Als tweede maat voor morfodynamiek is van iedere geïnterpoleerde afstand het absolute hoogteverschil tussen de twee profielen bepaald; het *gemiddelde absolute hoogteverschil* geeft een maat voor de verandering van de hoogte van de bodem (in meter).

De derde maat voor morfodynamiek is de *verstoring* zoals bepaald uit de erosiepinnen (zie boven). Omdat enkele pinnen uitgezet op de flanken niet teruggevonden zijn en omdat stroomsnelheden ook op de top zijn gemeten, is er voor gekozen om de verstoring uit de erosiepinnen op de top als derde maat voor morfodynamiek te nemen. In gebied BAN en VAL zijn de erosiepinmetingen alleen ingezet op het laagste, middelste en hoogste raai. In de hier beschreven analyses zijn voor de raaien waar geen erosiepinnen zijn ingezet, de waarden van de aan weerszijde gelegen raaien gemiddeld (dus bijv. voor raai BAN02 is de *verstoring* uit de erosiepin op de top gemiddeld van die op BAN01 en op BAN03).

Uit de stroomsnelheden zoals gemeten door Rijkswaterstaat zijn verschillende maten voor de snelheid bepaald, namelijk de absolute *maximale stroomsnelheid* gemeten in de gehele periode V_{maxmax} , de gemiddelde maximale stroomsnelheid bij eb, de gemiddelde maximale stroomsnelheid bij vloed, de *gemiddelde maximale stroomsnelheid* V_{maxavg} , en de *gemiddelde duur per getij dat de stroomsnelheid boven de 65 cm/s uitkomt*, t_{65} . In gebied BAN en VAL zijn de metingen alleen gedaan op de eerste top van de laagste, middelste en hoogste raai. In de hier beschreven analyses zijn voor de overige raaien de waarden van de aan weerszijde gelegen raaien gemiddeld (dus bijv. voor raai BAN02 is de stroomsnelheid gemiddeld van BAN01 en BAN03).

4.2.1.3 Korte beschrijving van de gradiënten

De abiotische en biotische variabelen zijn vergeleken tussen de raaien om inzicht te krijgen in de gemeten variatie. De bodemdierindicatoren (log getransformeerde dichtheid, log getransformeerde biomassa en soortenrijkdom) zijn uitgezet als functie van de hoogteligging en als functie van de stroomsnelheid en hoogte.

4.2.1.4 Correlaties bodemdierindices en omgevingsvariabelen

In een Pearson correlatie-analyse is op raainiveau ($n=25$) bepaald hoe het benthos (log getransformeerde dichtheid, biomassa, soortenrijkdom en aantal hoopjes) correleert met hoogte (overstromingsduur), sedimentkarakteristieken zoals sedimentkorrelgrootte en chlorofyl-a (voedselaanbod, substraat), bedvormen, morfodynamiek (hoogteveranderingen, verstoring) en hydrodynamiek (kans op wegspoelen, aanvoer van voedsel voor filtreerders). De Pearson-correlatie coëfficiënt geeft de sterkte van het verband tussen twee variabelen weer (variërend van -1 voor een maximaal negatieve correlatie tot +1 voor een maximale positieve correlatie), waarin alleen waarden met een kans $P < 0,05$ als significant zijn aangeduid. Verwacht wordt dat er minder bodemdieren zijn naarmate de hoogte lager is, de morfodynamiek en hydrodynamiek sterker zijn, het sediment grover is en het chlorofylgehalte lager is. Ook is nagegaan of de replica's binnen een raai meer in bodemdiersamenstelling verschillen naarmate de hydrodynamiek en morfodynamiek sterker zijn; dit is gedaan aan de hand van de dispersie-index die in paragraaf 3.2.1.6 is toegelicht. Voor deze analyse zijn de bemonsteringen en metingen in september gebruikt om vergelijking binnen en tussen de drie gebieden mogelijk te maken, plus de hierboven beschreven hydrodynamische en morfodynamische variabelen.

4.2.1.5 Analyse omgevingsvariabelen en bodemdierindices van dal, flank en top

Met een univariate statistische analyse (General Mixed Model lme in R, <https://www.r-project.org/>) is nagegaan of er verschillen zijn in omgevingsvariabelen en in bodemdierdichtheid, biomassa,

soortenrijkdom en aantal hoopjes tussen dal, flank en top. Daarbij zijn de omgevingscondities en bodemdierindices, zoals log getransformeerde dichtheid van bodemdieren, getoetst als functie van positie (dal, flank of top) (als fixed effect) en raai genest in gebied (als random effect), en voor de analyse van BAN en VAL, seizoen (als fixed effect) en de interactie tussen positie en seizoen. Met een posthoc Tukey toets is nagegaan welke posities (dal, flank, top) van elkaar verschillen in condities en bodemdierindices.

4.2.1.6 Analyse bodemdiersamenstelling van dal, flank en top

De multivariate analyse voor het bepalen van de verschillen in bodemdiersamenstelling tussen het dal, de flank en de top van de megaribbels is uitgevoerd met behulp van het softwarepakket PRIMER. Om de dimensionaliteit van de data voor deze analyse te verkleinen en ambiguïteit te voorkomen, zijn de data op soort en genus niveau gebruikt; taxa die op klasse of fylum niveau zijn onderscheiden zijn voor deze analyse verwijderd. Taxa waarvan een deel op soortniveau is onderscheiden en een deel op genus niveau, zijn voor deze analyse samengevoegd tot genus niveau; waar slechts een soort binnen een genus benoemd is, is hierbij de soortnaam tussen haakjes vermeld. Tot slot zijn taxa die in minder dan 1% van de gevallen voorkwam voor deze analyse verwijderd. Deze procedure is identiek aan de multivariate analyse van de data verzameld in het sublitoraal. Data zijn vervolgens log getransformeerd volgens $\ln(x+1)$ en Bray-Curtis similariteitsmatrices berekend. Verschillen in bodemdiergemeenschap tussen groepen zijn formeel getoetst met de module ANOSIM, waaruit een R-waarde berekend wordt die aangeeft hoe sterk de bodemdiergemeenschap tussen de groepen verschilt (R-waarden hoger dan ca 0,5 duiden op een redelijk verschil in bodemdiersamenstelling), en een P-waarde die aangeeft hoe significant die verschillen zijn (waarbij $P=0,05$ hier als grens is genomen om statistisch significante verschillen aan te duiden). Een analyse in de module SIMPER toont vervolgens welke soorten het meest bijdragen aan de verschillen in bodemdiersamenstelling tussen groepen, of aan de gelijkheid in bodemdiersamenstelling binnen de groepen. De soorten die het meest bijdragen tot een gemeenschappelijk totaal van 75% worden genoemd, tenzij anders vermeld.

Er is voor iedere raai voor de september data ook een maat voor dispersie bepaald met de module MVDISP in PRIMER. Deze index geeft aan hoe de replica's binnen een raai verschillen. Hoe groter de waarde van de index, hoe meer variatie in bodemdiersamenstelling binnen een raai; negatieve waarden geven aan dat de gelijkheid van monsters binnen een raai groter is dan de gelijkheid tussen de raaien (d.i., meer homogene verdeling van de bodemdiersamenstelling binnen de raai).

4.2.1.7 Analyse bodemdiersamenstelling langs een hydrodynamische gradiënt

Uit een multivariate analyse van de gegevens van gebied BAS, waar een duidelijke gradiënt in dynamiek is bemonsterd (en zoutgehalten tussen raaien vergelijkbaar zijn), zal blijken welke soorten karakteristiek zijn voor laagdynamische, en welke soorten voor hoogdynamische gebieden.

4.2.2 Opschaling litoraal Westerschelde

4.2.2.1 Data

Uit de periode 2007-2012 zijn de MWTL/MOVE gegevens van bodemdieren (NIOZ) geanalyseerd voor de gehele Westerschelde. Deze monsters zijn gestratificeerd op basis van de ecotopenkaarten van Rijkswaterstaat (volgens de strata hoogdynamisch en laagdynamisch). De bodemdierdata zijn opgewerkt conform de data van het sublitoraal en de Rug van Baarland en de Plaat van Valkenisse (zie bijschrijving in voorgaande hoofdstukken), en bodemdierkarakteristieken (totale dichtheid in ind/m² en totale biomassa in mg asvrij drooggewicht/m², beide log getransformeerd volgens $\ln(x+1)$, en soortenrijkdom per monster) zijn bepaald.

Aan de monsterpunten is informatie toegevoegd uit de ecotopenkaarten en de achterliggende geomorfologische kaarten, droogvalduurkaarten, hoogtekaarten en kaarten van maximale stroomsnelheid van Rijkswaterstaat. De kaarten uit 2008 worden gekoppeld aan de bodemdierdata van 2007, 2008 en 2009, die van 2010 aan 2010, die van 2011 aan 2011 en die van 2012 aan 2012 data. Er is een selectie gemaakt van punten op de platen en slikken van de Westerschelde (geomorfologische hoofdeenheid P). Monsterpunten in Hard substraat (H), veen (V), duinen (D), kreken (K), schor en potentieel schor (S), schelpruggen (P2d2), mosselbedden (P1c1), oesterbedden

(P1c3), water (P3) en de categorie anders (O) zijn hernoemd tot categorie "Overige" in deze analyse (Tabel 24). De categorie "Overige" is niet meegenomen in de analyses.

Van de in totaal 855 monsters, zijn 128 monsters ingedeeld in de klasse "Overige" en van 22 monsters kon geen geomorfologische eenheid worden bepaald (bijv. monsters buiten de kaartgrenzen), zodat uiteindelijk 705 monsters voor analyse overblijven.

4.2.2.2 Data-analyse van bodemdieren in relatie tot geomorfologie in het litoraal in de Westerschelde

De bodemdierindices zijn uitgezet als functie van de geomorfologische groepen (die een onderverdeling maken in bedvormen en hydrodynamiek), hoogteligging en stroomsnelheid. De verschillen in bodemdiersamenstelling tussen de geomorfologische groepen zijn onderzocht met behulp van een multivariate analyse (ANOSIM en SIMPER in PRIMER, zie toelichting hierboven).

Tabel 24. Verdeling van de geomorfologische eenheden over de jaren. Alleen eenheden op platen en slikken in zandig of slibrijk gebied zijn beschouwd; andere eenheden vallen in de eenheid Overige.

Categorie	Geomorf. eenheid	Omschrijving geomorf. eenheid	2007	2008	2009	2010	2011	2012	Totaal
-999 (geen data beschikbaar)			2	7		3	6	4	22
1_P1a2_LE_Vlak_slbrijk	P1a2	Laag energetische vlakke plaat, slibrijk zand (> 8% lutum)	28	20	12	17	17	15	109
2_P1a1_LE_Vlak_zandig	P1a1	Laag energetische vlakke plaat, zand	48	53	66	53	60	50	330
3_P1b_LE_2D_H<25cm	P1b	Laag energetische plaat met laag golvend reliëf (H < 0,25m, L = 10-25m)				1			1
4_P2a_HE_2D_H<25cm	P2a	Hoog energetische plaat gegolfd reliëf (H < 0,25m, L > 25m)	2	3	7	3	2	5	22
5_P2b1_HE_2D_H>25cm	P2b1	Hoog energetische plaat met regelmatige 2-dimensionale megaribbels (H > 0,25m)	2	6	4	4	11	5	32
6_P2b2_HE_3D_H>25cm	P2b2	Hoog energetische plaat met regelmatige 3-dimensionale megaribbels (H > 0,25m)	1	1	8	2	4	2	18
7_P2c_HE_Vlak	P2c	Hoog energetische vlakke plaat	42	22	23	37	26	43	193
Overig (alle andere geomorf. eenheden)			43	38	15	14	9	9	128
Totaal			168	150	135	134	135	133	855

4.2.2.3 Voorspellen van ecologische rijkdom uit stroomsnelheid en droogvalduur in het litoraal in de Westerschelde

De Habitat Mapping methode (Ysebaert et al., 2009) is toegepast om ecologische rijkdom te voorspellen uit abiotische variabelen en grenzen in abiotische variabelen vast te stellen voor het voorkomen van ecologisch rijk gebied. De methode is gelijkaardig aan die van het subtidaal (hoofdstuk 2), maar dan met de variabelen maximale stroomsnelheid en droogvalduur. Voor deze methode zijn dezelfde monsterpunten gebruikt als bij de geomorfologische analyse (zie data-beschrijving in paragraaf 3.2.2.1). Verder is een aparte analyse uitgevoerd voor monsters in variabel brak (V) en zout (Z) gebied, zoals uit de ecotopenkaarten is bepaald. De modelresultaten met verschillende abiotische variabelen worden vergeleken en het beste model (zie methodebeschrijving sublitoraal) kunnen worden gebruikt voor het ruimtelijk voorspellen van ecologische rijkdom in het litoraal.

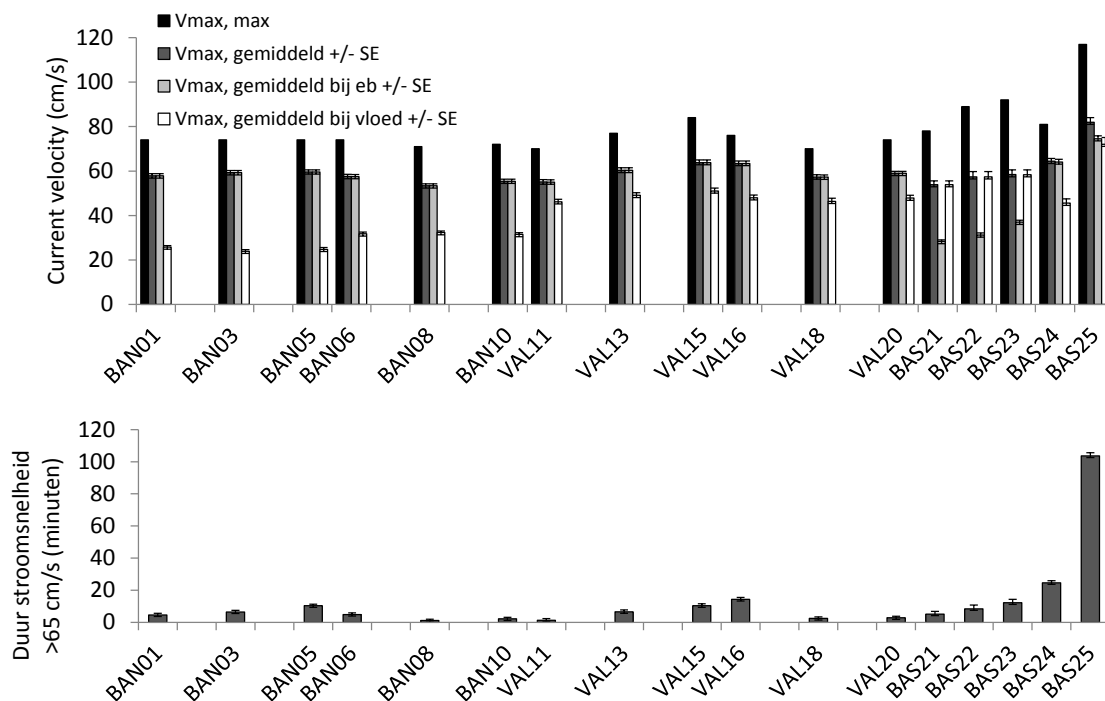
4.3 Resultaten

4.3.1 Detailstudie bodemdieren in relatie tot morfodynamiek en hydrodynamiek

4.3.1.1 Korte beschrijving van de gradiënten

Hydrodynamiek

In *Figuur 21* zijn de gemeten stroomsnelheden weergegeven. Deze stroomsnelheden zijn zeer vergelijkbaar binnen en tussen de eb-gedomineerde gebieden BAN en VAL. Vloedsnelheden zijn iets hoger in raai BAN06, BAN08, en BAN10, dan in BAN01, BAN03 en BAN05 op de Rug van Baarland. In de raaien VAL11, VAL13, VAL15, VAL18 en VAL20 op de Plaat van Valkenisse zijn deze nog hoger. In gebied BAS (Rug van Baarland Zuid) is de range aan stroomsnelheden groter. BAS21, BAS22 en BAS23 zijn vloed-dominant. De maximale ebsnelheid neemt toe van raai BAS21 naar BAS25. De maximale vloedsnelheid neemt over het algemeen ook toe, maar is wel relatief laag in raai BAS24. De duur dat de stroomsnelheid hoger is dan 65 cm/s is zeer kort in de raaien BAN01-BAN10 en VAL11-VAL20; deze duur is het langst bij het laaggelegen raai VAL15 en het hooggelegen raai VAL16 in gebied VAL, en neemt in gebied BAS toe van kort in raai BAS21 tot zeer lang in BAS25 (zie *Figuur 21*). De raaien BAS21-BAS25 lijken dus inderdaad een hydrodynamische gradiënt weer te geven van laagdynamisch naar hoogdynamisch.



Figuur 21. Gemiddelde (+/- standaardfout) van gemeten maximale stroomsnelheden (grafiek boven) en van de gemiddelde duur (+/- standaardfout) dat de stroomsnelheid de 65 cm/s overschrijdt per getij (grafiek onder, tv65), per raai.

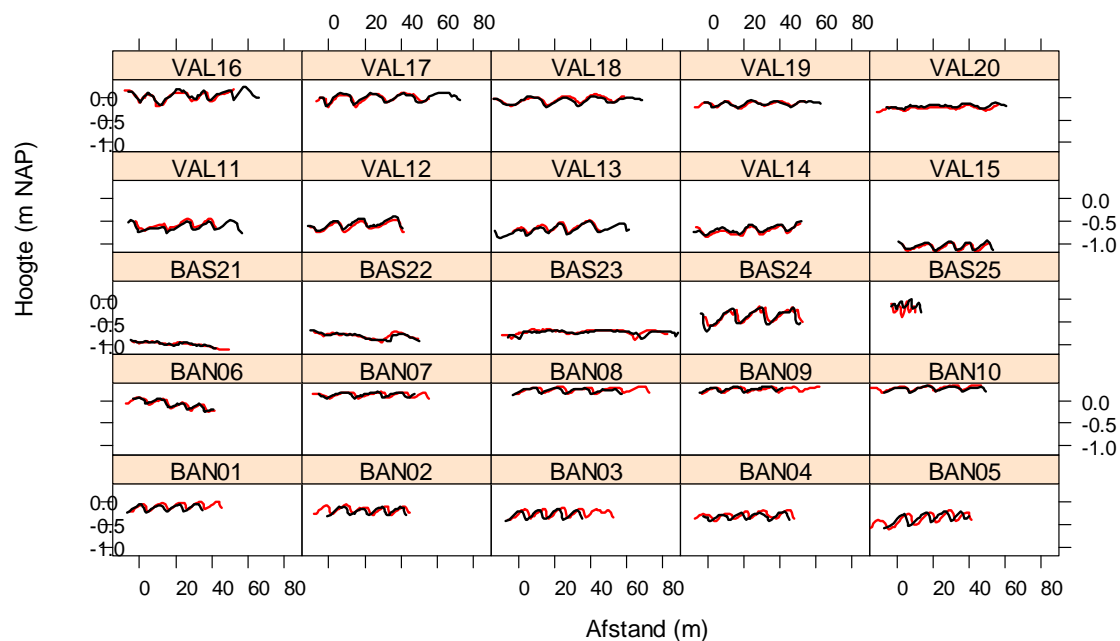
Tabel 25. Statistieken van de per raai gemiddelde omgevingsvariabelen en bodemdierindices bemonsterd in september: gemiddelde Gem, standaardfout SE, minimum en maximum per gebied. Zie tekst voor datum hoogtemetingen (voor AbsMig en AbsdZ) en erosiepinmetingen (Verstoring) en stroommetingen. Zie Appendix voor een toelichting op de variabelen.

Variabele	eenheid	BAN (n=10)				VAL (n=10)				BAS (n=5)			
		Gem	SE	min	max	Gem	se	min	max	Gem	SE	min	max
Inden	ln (ind/m ² +1)	7,01	0,05	6,79	7,27	8,51	0,17	7,37	9,12	7,99	0,44	6,42	8,69
Inbio	ln (mg/m ² +1)	8,28	0,17	7,12	9,03	8,31	0,09	7,96	8,84	9,19	0,65	6,80	10,19
Soortenrijkdom	-	6,40	0,22	5,22	7,67	7,92	0,28	5,78	8,67	8,38	1,01	4,67	10,11
Stotraai	-	14,90	0,72	12	19	15,80	0,57	12	18	15,80	1,46	10	18
Hoopjes	ind/m2	31,24	4,82	16,76	59,70	4,45	0,77	1,22	8,96	15,90	4,64	2,55	30,36
disp_Inden	-	1,29	0,06	0,97	1,61	0,70	0,06	0,46	1,05	1,03	0,15	0,56	1,47
disp_Inbio	-	1,16	0,08	0,59	1,49	0,78	0,08	0,52	1,17	1,12	0,16	0,68	1,62
Z	m NAP	-0,06	0,08	-0,38	0,24	-0,41	0,12	-1,06	0,02	-0,61	0,15	-0,97	-0,19
Chla	µg/g	8,37	0,94	4,59	12,50	7,43	0,45	5,17	9,11	2,77	0,98	1,09	6,39
Slib	%	0,08	0,05	0,00	0,49	1,43	0,17	0,69	2,20	2,48	1,17	0,11	5,81
D50	µm	249	1	241	257	220	2	206	232	221	6	206	245
H	m	0,19	0,01	0,16	0,24	0,24	0,01	0,19	0,28	0,16	0,06	0,02	0,35
L	m	10,61	0,81	7,86	15,03	14,27	0,84	10,03	17,79	15,76	4,12	4,05	29,28
H/L	m/m	0,02	0,00	0,01	0,03	0,02	0,00	0,01	0,02	0,02	0,01	0,00	0,05
AbsMigr	m/dag	0,14	0,02	0,01	0,22	0,05	0,01	0,01	0,08	0,11	0,04	0,00	0,24
AbsdZ	m	0,05	0,01	0,02	0,10	0,04	0,00	0,02	0,05	0,05	0,02	0,01	0,11
Verstoring	m	5,63	0,63	3,30	9,60	3,50	0,63	0,00	6,20	11,28	5,25	3,00	31,90
Vmaxmax	cm/s	73,10	0,39	71	74	75,00	1,42	70	84	91,40	6,89	78	117
Vavgavg	cm/s	31,11	0,34	29,70	32,65	32,99	0,86	27,78	36,22	31,96	5,72	22,07	53,48
Vmaxavg	cm/s	57,08	0,72	53,35	59,57	59,70	0,89	55,08	63,76	63,21	4,98	53,88	81,95
tv65	Minuten	4,93	0,97	1,13	10,57	6,26	1,36	1,35	14,62	31,38	18,82	5,25	105,45

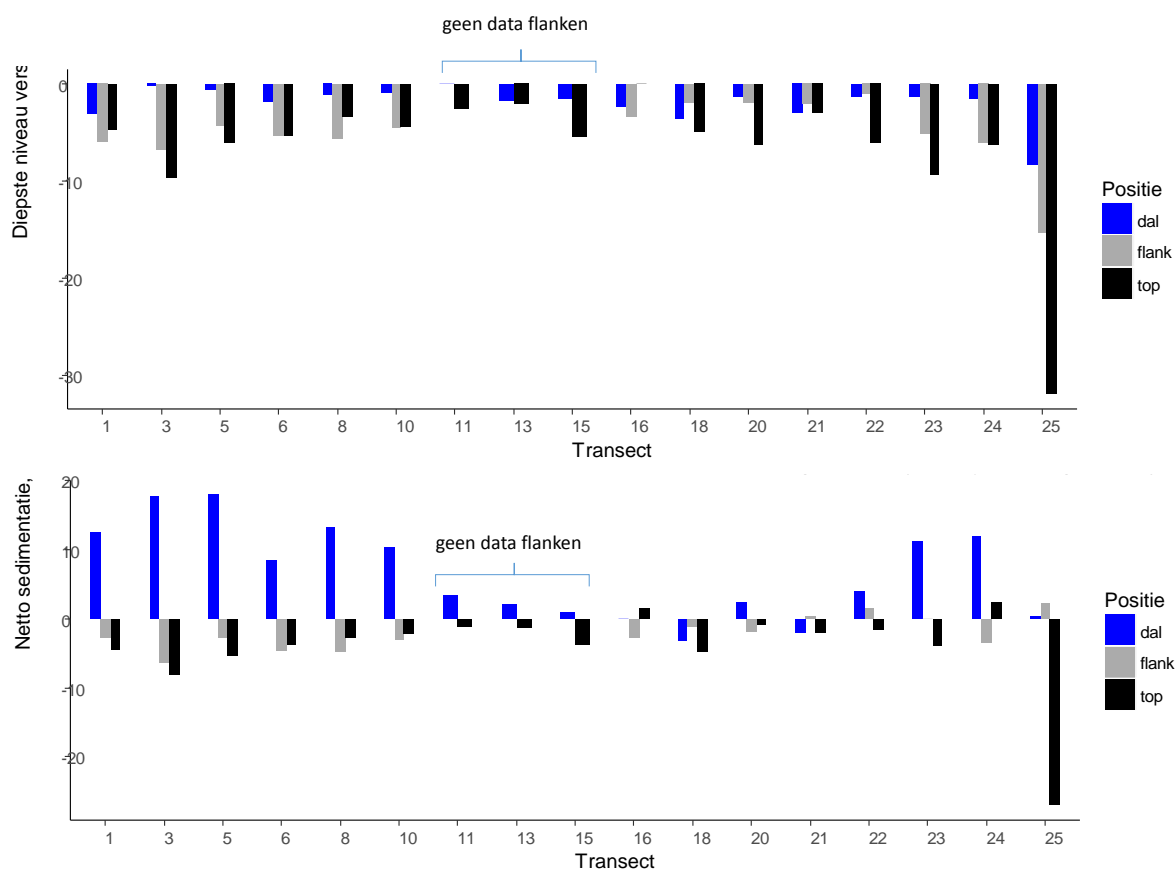
Bedvormen en morfodynamiek

De megaribbels variëren van vlak (BAS21) tot hoog (BAS24) en steil (BAS25) en van grote golflengte (BAS23) tot kleine golflengte (BAS25), zie *Figuur 22*. De megaribbels in gebied BAN en BAS liggen binnen deze range (*Tabel 25*).

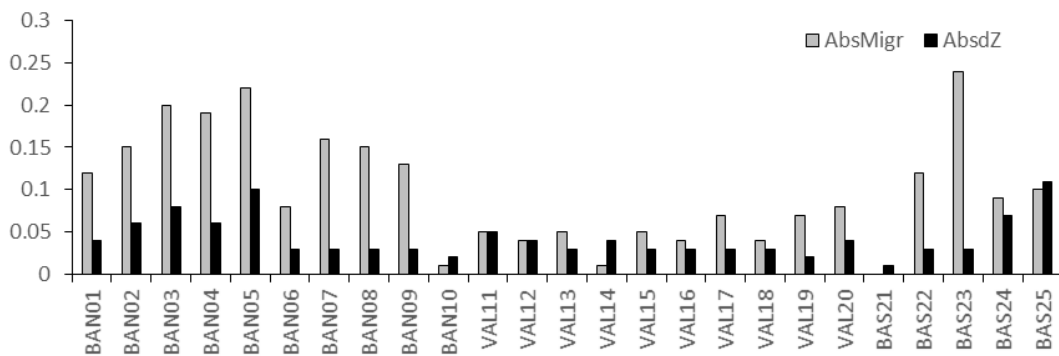
In gebied VAL is de morfodynamiek relatief gering, zoals blijkt uit de erosiepinmetingen en de sequentiële hoogteprofielen. In gebied BAN lijkt deze groter, met name in raai BAN03 en BAN05. Het diepste punt van verstoring uit de erosiepinnen in de periode van 2 weken is kleiner dan de hoogte van de megaribbels. Alleen in raai BAS25, met zeer korte ribbels, is het diepste punt na twee weken meer dan 30 cm lager dan bij het inzetten van de pinnen, en er is sterke netto erosie op de top in deze periode. Dit is meer dan het hoogteverschil tussen dal en top van de ribbels; de megaribbel kan mogelijk al een of meer golflengtes verplaatst zijn in de tussengelegen periode. De kennelijke verplaatsingssnelheid uit de bijbehorende hoogteprofielen van BAS25 is gering; mogelijk is deze onderschat indien er al een megaribbel gepasseerd is. De verplaatsingssnelheid in BAS23 is hoog, maar de verstoring uit de erosiepinnen en de hoogtevariatie uit de hoogteprofielen is gering (zie *Figuur 23* en *Figuur 24*). De drie maten voor morfodynamiek zijn dus ten dele complementair.



Figuur 22. Profielen van de raaien gebruikt voor de bepaling van de verplaatsingssnelheid (begin april 2012 in zwart, half april 2012 in rood voor raaien BAN01-BAN10 en VAL11-VAL20 en begin september 2012 in zwart, half september 2012 in rood vooren raai BAS21-BAS25) en hoogtevariatie. Tussengligende periode is ca. 2 weken. Zie Figuur 1 voor de ligging en naamgeving van de raaien.



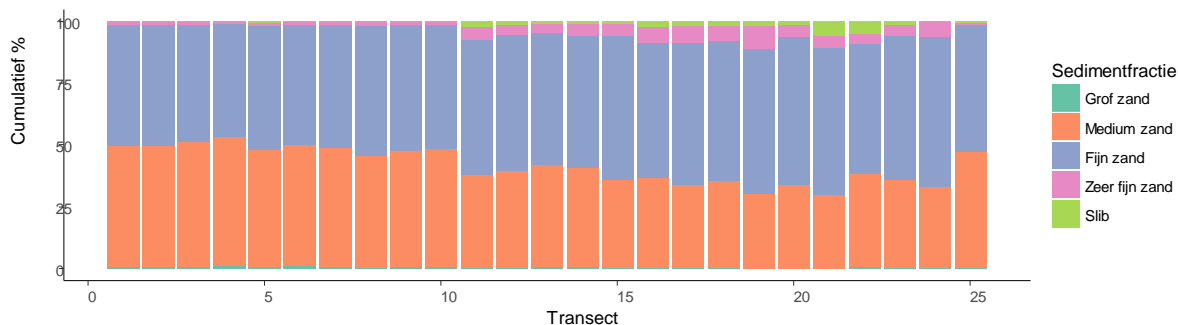
Figuur 23. Diepste niveau verstoring (bovenste figuur) en netto sedimentatie (onderste figuur) uit erosiepijnen in een periode van ca 2 weken (begin en half april 2012 voor raaien 1-20 en begin en half september 2012 voor raaien 21-25), met onderverdeling naar positie op de megaribbel. Raaien 1-10 liggen in gebied BAN, raaien 11-20 liggen in gebied VAL en raaien 21-25 liggen in gebied BAS.



Figuur 24. Gemiddelde hoogteverandering langs de raai (AbsdZ, in m) en absolute migratiesnelheid van megaribbels (in m/dag) uit hoogteprofielen in een periode van ca 2 weken (begin en half april 2012 voor raaien 1-20 en begin en half september 2012 voor raaien 21-25).

Sediment

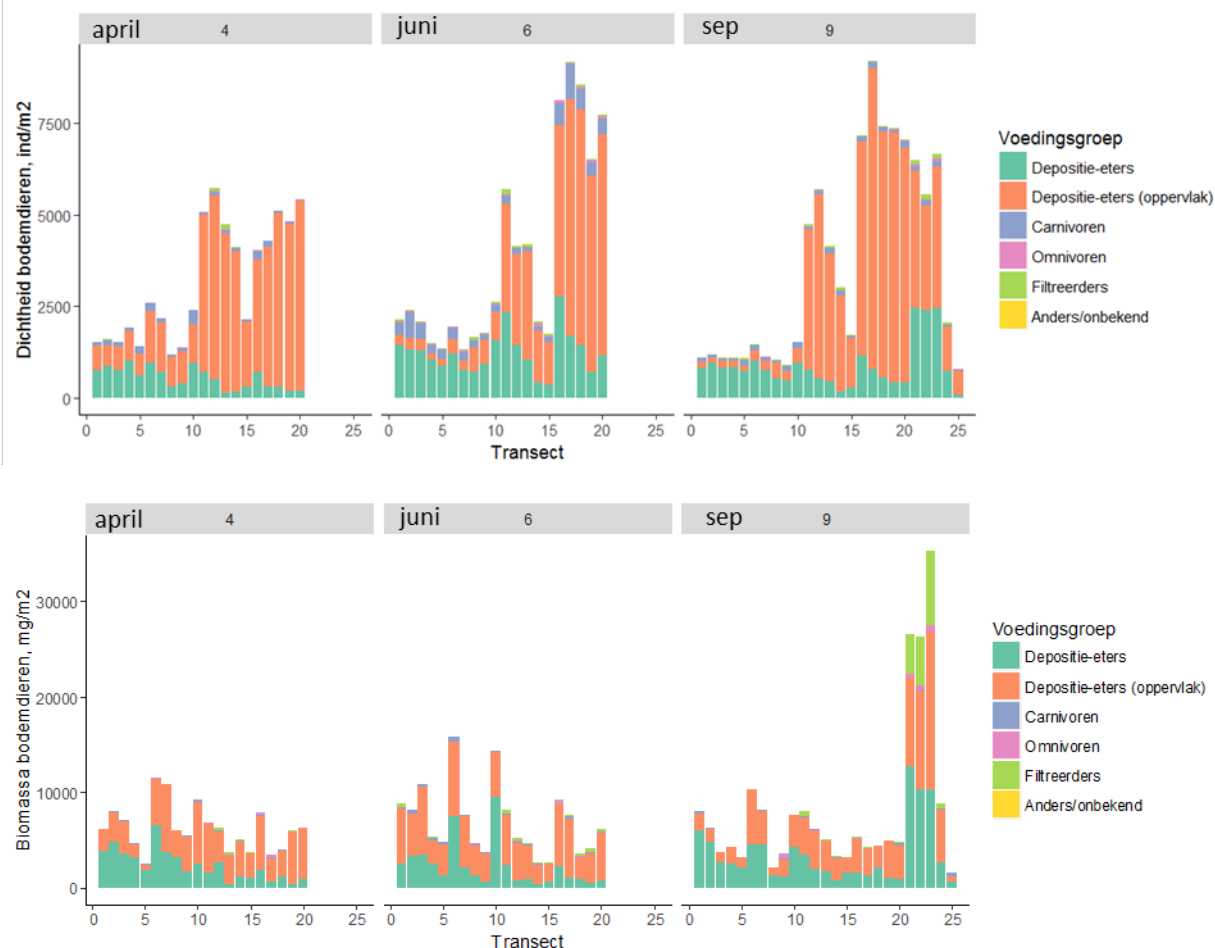
Het sediment van gebied BAN bestaat vooral uit fijn en medium zand, met zeer weinig slib (Figuur 25). In gebied VAL bestaat de bulk ook uit fijn en medium zand, maar met meer zeer fijn zand en slib. In gebied BAS is een gradiënt te zien met toenemende hoeveelheid medium zand en afnemende hoeveelheid slib van raai BAS21 tot BAS25. Het chlorofylgehalte van het sediment is overal laag (Tabel 25), maar is het hoogst in met name de hooggelegen raaien BAN07 tot BAN10 in gebied BAN, en VAL11 en VAL16-VAL20 in gebied VAL.



Figuur 25. Gemiddelde korrelgrootteverdeling per raai (transect), voor september 2011 (raaien 1-20) en 2012 (raaien 21-25). Raaien 1-10 liggen in gebied BAN, raaien 11-20 liggen in gebied VAL en raaien 21-25 liggen in gebied BAS.

Bodemdierindices en bodemdiersamenstelling

Ondanks seizoenvariatie (minste bodemdieren in april, meeste in juni en september), is de verspreiding van bodemdieren over de raaien over het algemeen consistent: er zijn relatief weinig bodemdieren in gebied BAN (raaien 1-10) (vooral depositie-eters), en meer in raaien VAL11-20 (vooral oppervlak depositie-eters), hoewel de biomassa's vergelijkbaar zijn (Figuur 26). In gebied BAS (september) zijn de raaien BAS21, BAS22 en BAS23 relatief rijk aan zowel depositie-eters als filtreerders, en de raaien BAS24 en BAS25 zijn arm.

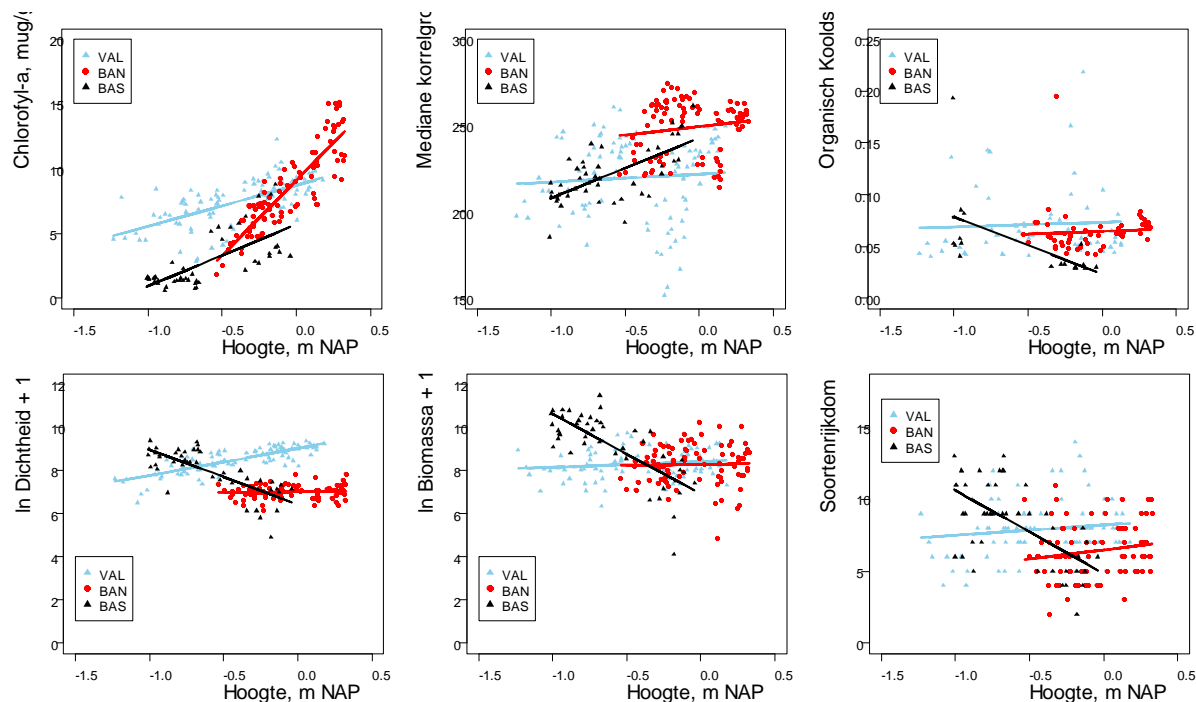


Figuur 26. Dichtheid en biomassa opgedeeld in voedingsgroepen voor de verschillende raaien (transecten). Cijfer in de grijze balk geeft maand aan (april 2012, juni 2011 en september 2011 voor raaien 1-20, september 2012 voor raaien 21-25). Raaien 1-10 liggen in gebied BAN, raaien 11-20 liggen in gebied VAL en raaien 21-25 liggen in gebied BAS.

Bodemdieren en condities langs de hoogtegradiënt

Langs de hoogtegradiënt is een duidelijke gradiënt in chlorofyl zichtbaar: hoe hoger in het litoraal, hoe hoger het chlorofylgehalte, hoewel de trend voor ieder gebied anders is (*Figuur 27*). De relatie tussen hoogteligging en korrelgrootte en tussen hoogte en organische stof is over het algemeen minder sterk; alleen in gebied BAS zijn de laaggelegen raaien fijner dan de hoger gelegen raaien.

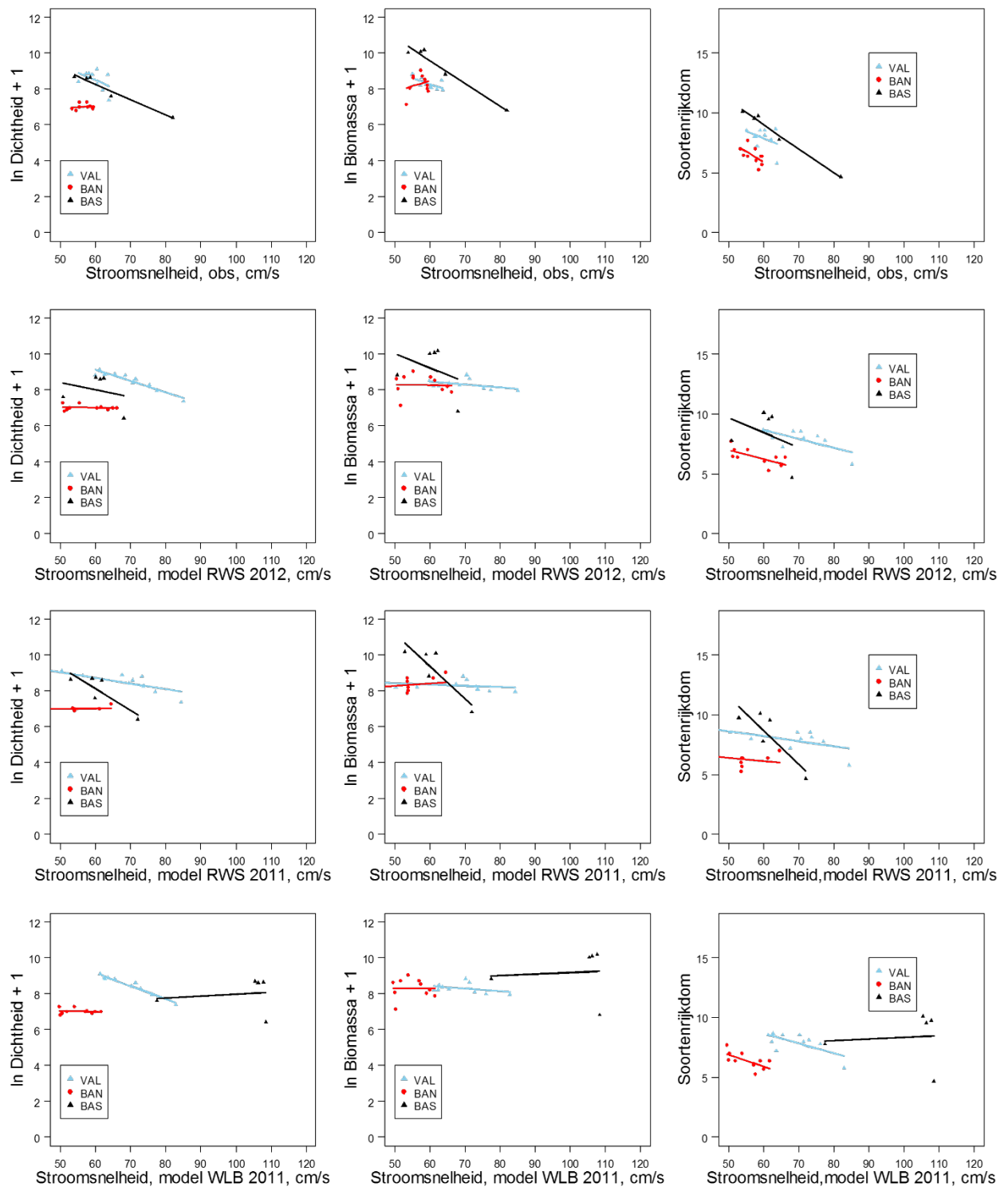
In VAL neemt de bodemdichtheid toe met de hoogte. Bodemdierdichtheid is iets hoger in VAL dan in BAN bij gelijke hoogteligging, terwijl de biomassa en soortenrijkdom vergelijkbaar zijn. In gebied BAS zijn de lager gelegen delen rijker aan fauna dan de hoger gelegen delen.



Figuur 27. Abiotische en biotische variabelen (geplot per station) langs de hoogtegradiënt voor de drie gebieden VAL, BAN en BAS, bemonsterd in september. 2011 (VAL en BAN) en 2012 (BAS). Bodemdierdichtheid (ind/m^2) en bodemdierbiomassa (mg/m^2) zijn log getransformeerd volgens $\ln(x+1)$.

Bodemdieren langs de gradiënt in hydrodynamiek

Uit de in situ stroommetingen volgt over het algemeen een negatieve relatie tussen de bodemdieren en de stroomsnelheid, met uitzondering van gebied BAN voor dichtheid en biomassa (Figuur 28). In vrijwel alle plots zijn de bodemdierindicatoren hoger in VAL dan in BAN bij gelijke stroomsnelheid. Hoewel de in situ metingen niet direct te vergelijken zijn met de modellen (bijv. andere periode), komen de trends in de stroommetingen uit het Rijkswaterstaat model en het WL Borgerhout model globaal overeen met die van de in situ metingen voor de gebieden BAN en VAL. Er is echter met name een discrepantie voor gebied BAS. Het WLB model voorspelt een vergelijkbare stroomsnelheid in de raaien BAS21, BAS22 en BAS23 als in BAS25, terwijl in situ stroommetingen in BAS25 hoger zijn dan in de raaien BAS21-BAS23.



Figuur 28. Relatie tussen bodemdierindicatoren en maximale stroomsnelheid: boven gemiddelde maximale stroomsnelheid uit in situ metingen, midden uit de modellen van Rijkswaterstaat op basis van bathymetrie 2011 en 2012, respectievelijk, en onder uit het 2011 model van het Waterloopkundig Laboratorium te Borgerhout. Voor de bodemdieren is steeds het gemiddelde geplot van de september bemonstering, per raai; voor de modellen is het gemiddelde geplot van de gemodelleerde stroomsnelheden in de cellen op deze locaties. Bodemdierdichtheid (ind/m^2) en bodemdierbiomassa (mg/m^2) zijn log getransformeerd volgens $\ln(x+1)$.

4.3.1.2 Correlaties bodemdierindices en omgevingsvariabelen

De gemiddelde log getransformeerde dichtheid, gemiddelde log getransformeerde biomassa en gemiddelde soortenrijkdom van de bodemdieren per raai zijn in een aantal gevallen significant gerelateerd aan de raai-gemiddelde waarden van de omgevingsvariabelen (*Tabel 26*), met name voor de drie gebieden samen. Bodemdierdichtheid, biomassa en soortenrijkdom zijn over het algemeen lager naarmate het sediment grover is, de megaribbels steiler zijn en langere golflengten hebben, en de temporele hoogteveranderingen groter zijn. Maximale stroomsnelheid heeft een negatief effect op vooral biomassa en totaal aantal soorten in een raai. De dispersie (relatieve verschillen in bodemdiersamenstelling binnen een raai) is groter naarmate de sedimenten grover zijn en de megaribbels steiler zijn en temporeel meer in hoogte variëren. Vanwege de (zout)verschillen tussen de gebieden is de correlatie ook uitgevoerd voor de gebieden BAN, VAL en BAS afzonderlijk, ondanks het lage aantal waarnemingen (raaien) per gebied. In gebied VAL lijkt hydrodynamiek belangrijker dan morfodynamiek, en is daarnaast het sediment ook van belang, terwijl in gebied BAN met name de migratiesnelheid negatief gecorreleerd is met de bodemdierdichtheid, biomassa en aantal soorten. Voor gebied BAS zijn de bodemdierindices gecorreleerd met ribbelsteilheid, morfodynamiek en met hydrodynamiek. Correlaties van bodemdierindices (dichtheid, biomassa en soortenrijkdom) en hoogteligging zijn ook voor ieder gebied anders (zwakke, niet significante correlatie voor gebied BAN, significante positieve correlatie voor VAL en significante negatieve correlatie voor gebied VAL); dit zou kunnen duiden op een ondergeschikt belang van hoogteligging op deze schaal.

Tabel 26. Negatieve (-) en positieve (+) Pearson correlaties tussen variabelen op basis van de gemiddelden over raaien, zoals gemeten in september 2011 (BAN en VAL) of september 2012 (BAS). Alleen significante ($P < 0,05$) correlaties zijn weergegeven. De significanties zijn niet (Bonferroni) gecorrigeerd voor het aantal vergelijkingen in de tabel. Zie Appendix voor afkortingen.

	Omgevingsvariabelen													
	Hoogte en sediment				Bedvorm			Morfodynamiek			Hydrodynamiek			
	Z (hoogteligging)	Chla	Slibgehalte	d50 (mediane korrelgrootte)	H (hoogte megaribbels)	L (lengte megaribbels)	H/L (steilheid megaribbels)	absMig (migratiesnelheid)	AbsdZ (hoogteveranderingen)	Verstoring (diepste punt) uit erosiepijnen	Vmaxmax (maximale stroomsnelheid)	Vavgavg (gemiddelde stroomsnelheid)	Vmaxavg (gemiddelde maximale stroomsnelheid)	tv65 (duur stroomsnelheid > 65 cm/s)
Bodemdierindices	BAN/VAL/BAS, Sep (n=25)													
	Inden			+	-		+	-	-	-				
	Inbio	-	-	+		-	+	-		-		-	-	
	Soortenrijkdom S			+	-		+	-		-		-		
	Stotraai				-		+	-		-	-	-	-	-
	Aantal hoopjes				+									
	Dispersie (Inden)			-	+		-	+	+	+				
	Dispersie (Inbio)			-	+			+	+	+				+
	BAN, Sep (n=10)													
	Inden								-					
	Inbio													
	Soortenrijkdom S					+	-	-				+		
	Stotraai													
	Aantal hoopjes							-						
	Dispersie (Inden)													
	Dispersie (Inbio)													
	VAL, Sep (n=10)													
	Inden	+	+	+				-			-			
	Inbio			+							-		-	
	Soortenrijkdom S													
	Stotraai	+		+							-		-	-
	Aantal hoopjes								+			-		
	Dispersie (Inden)	-	-	-										
	Dispersie (Inbio)	-	-	-							+			
	BAS, Sep (n=5)													
	Inden	-						-		-		-	-	-
	Inbio	-								-		-	-	-
	Soortenrijkdom S	-						-		-		-	-	-
	Stotraai				-			-		-	-	-	-	-
	Aantal hoopjes													
	Dispersie (Inden)													
	Dispersie (Inbio)						+		+			+	+	

4.3.1.3 Bodemdierindices en omgevingsvariabelen in het dal, flank en op de top

Met de monsters uit september 2011 (voor BAN en VAL) of september 2012 (voor BAS) kunnen de drie gebieden met elkaar worden vergeleken. Uit de univariate statistische mixed effect toets en de daarop volgende posthoc Tukey test blijkt dat de toppen van de ribbels inderdaad significant hoger liggen, grover sediment hebben, terwijl het slibgehalte en het organisch stofgehalte juist lager zijn op de top dan in de dalen van de ribbels (Tabel 27). De seizoendata in de gebieden BAN en VAL geven aan dat mediane korrelgrootte en het chlorofylgehalte van het sediment significant over het jaar veranderen. Er is ook een aantal significante interacties tussen de variabelen en de seizoenen (in

hoogte, mediane korrelgrootte en chlorofylgehalte), maar hoogte en chlorofyl zijn steeds hoger op de toppen, slib en koolstof zijn lager op de toppen en de korrelgrootte is juist het laagst in de dalen (Tabel 27). Er zijn dus belangrijke verschillen in omgevingsvariabelen binnen een megaribbel.

Tabel 27. Modellerings van de omgevingscondities als een functie van positie (dal, flank, top) en random factor raai in gebied in september van de gebieden BAN, VAL and BAS, en modellerings van omgevingscondities als een functie van maand (april, juni en september) en positie (dal, flank en top) met random factor raai in gebied voor alleen gebied BAN en VAL, met model statistieken aantal monsters *n*, vrijheidsgraden *df*, *F*-statistiek en kans *P*. Intercept effecten zijn niet in de tabel opgenomen.

Variable	n	Effect	df	F	P
September (gebieden BAN, VAL, BAS)					
Z	225	Positie	2;198	332,989	<0,0001
Slib (%)	225	Positie	2;198	26,656	<0,0001
D50	225	Positie	2;198	213,396	<0,0001
Chla	225	Positie	2;198	41,649	<0,0001
C (%)	126	Positie	2;100	6,361	0,0024
April, juni en september (gebieden BAN en VAL)					
Z	540	Maand	2;512	1,211	0,2989
		Positie	2;512	993,506	<0,0001
		Maand×Positie	4;512	7,096	<0,0001
Slib (%)	540	Maand	2;512	0,304	0,7383
		Positie	2;512	79,931	<0,0001
		Maand×Positie	4;512	0,427	0,7891
D50	540	Maand	2;512	7,323	7e-04
		Positie	2;512	642,652	<0,0001
		Maand×Positie	4;512	4,300	2e-03
Chla	540	Maand	2;512	15,438	<0,0001
		Positie	2;512	117,678	<0,0001
		Maand×Positie	4;512	3,836	0,0044
C (%)	324	Maand	2;304	1,578	0,2082
		Positie	2;304	15,023	<0,0001
		Maand×Positie	4;304	0,5339	0,7110

Uit de data van de bodemdierbemonstering van september in de drie gebieden (BAN en VAL in 2011 en BAS in 2012), blijkt dat log getransformeerde dichtheid het hoogst is op de toppen, terwijl soortenrijkdom juist het hoogst is in de dalen van de megaribbels (Tabel 28). De hoeveelheid hoopjes was het grootst in de dalen, intermediair op de flanken en het laagst op de toppen (Tabel 28). De seizoenvariatie is ook significant. In gebied BAN en VAL blijkt voor alle seizoenen (april, juni en september) ook een segregatie van bodemdieren binnen de raaien (Tabel 28): de dichtheid was het laagst op de flanken, terwijl soortenrijkdom weer hoger was in het dal dan op de flanken. Het aantal hoopjes was het hoogst in de dalen in zowel juni als september, maar niet in april (Tabel 28).

Tabel 28. Modellerings van bodemdieren als een functie van positie (dal, flank, top) en random factor raai in gebied in september van de gebieden BAN, VAL en BAS, en modellerings van bodemdieren als een functie van maand (april, juni en september) en positie (dal, flank en top) met random factor raai in gebied voor alleen gebied BAN en VAL, met model statistieken aantal monsters *n*, vrijheidsgraden *df*, *F*-statistiek en kans *P*. Intercept effects zijn niet in de tabel opgenomen. Zie Appendix voor afkortingen.

Variabele	n	Effect	df	F	P
September (gebied BAN, VAL, BAS)					
Lnden	225	Positie	2;198	10,850	<0,0001
Lnbio	225	Positie	2;198	2,855	0,06
Soortenrijkdom S	225	Positie	2;198	9,326	1e-04
# Hoopjes	224	Positie	2;197	20,409	<0,0001
April, juni en september (alleen gebieden BAN en VAL)					
Lnden	540	Maand	2;512	14,764	<0,001
		Positie	2;512	16,041	<0,001
		Maand×Positie	4;512	2,337	0,0544
Lnbio	540	Maand	2;512	3,820	0,0225
		Positie	2;512	3,754	0,0241
		Maand×Positie	4;512	0,853	0,4919
Soortenrijkdom S	540	Maand	2;512	15,361	<0,0001
		Positie	2;512	17,044	<0,0001
		Maand×Positie	4;512	0,768	0,5465
# Hoopjes	540	Maand	2;512	3,900	0,0208
		Positie	2;512	21,17	<0,0001
		Maand×Positie	4;512	4,799	0,0008

4.3.1.4 Bodemdiersamenstelling in het dal, flank en op de top van megaribbels

De bodemdierdata uit september verschillen in samenstelling tussen de gebieden BAN, VAL en BAS (ANOSIM analyse in PRIMER, Global $R=0.644$, $P=0.001$ voor samenstelling op basis van log getransformeerde dichtheid, Global $R=0.658$, $P=0.001$ voor samenstelling op basis van log getransformeerde biomassa). Deze verschillen zijn mogelijk voor een deel toe te schrijven aan het verschil in zoutgehalte tussen de Rug van Baarland en de Plaat van Valkenisse, hoewel de verschillen in bodemdiersamenstelling tussen de gebieden BAN en BAS met een vergelijkbaar zoutgehalte ook significant zijn. In de volgende analyses zijn de gebieden apart beschouwd (Tabel 29).

In gebied BAN is een two-way crossed ANOSIM analyse uitgevoerd op de log getransformeerde dichtheden van taxa op de variabelen seizoenen en positie (Tabel 29). Er is een significant verschil in bodemdiergemeenschap tussen de seizoenen, en in mindere mate ook tussen dal, flank en top van de megaribbels. Er is een zeer grote overlap in soorten tussen dal, flank en top. Uit de SIMPER analyse blijkt dat in het dal met name hogere dichtheden voorkomen van *Crangon (crangon)*, *Capitella (capitata)*, Tellinoidea, *Pygospio elegans* and *Peringia ulvae*, en lagere dichtheden van *Bathyporeia* spp., Nemertea, *Macoma balthica*, *Eteone* spp. en *Arenicola* spp. dan op de toppen. Op de flanken zijn er hogere dichtheden van *Pygospio elegans*, *Crangon (crangon)* en *Psammodrillus balanglossoides*, maar minder *Capitella (capitata)*, Nemertea, Tellinoidea, *Bathyporeia* spp., *Arenicola* spp., *Eteone* spp en *Macoma balthica* dan op de toppen. In de dalen bevinden zich hogere dichtheden *Crangon (crangon)*, *Capitella (capitata)*, *Pygospio elegans*, Tellinoidea, *Arenicola* spp., Nemertea, *Bathyporeia* spp., *Peringia ulvae*, en lagere dichtheden *Macoma balthica* en *Eteone* spp. dan op de flanken. Op basis van biomassa zijn er ook significante verschillen tussen seizoenen, en tussen het dal, flank en top tussen de seizoenen, maar in dit geval zijn de verschillen tussen flank en top niet significant. De dalen hebben een grotere biomassa van *Crangon (crangon)*, *Capitella (capitata)* en Tellinoidea, en een lagere biomassa van *Arenicola* spp., *Macoma balthica*, Nemertea, *Bathyporeia* spp. en *Eteone* spp. dan de toppen, en een grotere biomassa van *Crangon (crangon)*, *Capitella (capitata)*, Nemertea,

Tellinoidea, *Bathyporeia* spp, en een lagere biomassa van *Arenicola* spp., *Macoma balthica* en *Eteone* spp. dan de flanken.

Vergelijkbare resultaten zijn gevonden voor gebied VAL (Tabel 29). Gebaseerd op dichtheid zijn er relatief grote verschillen tussen seizoenen en in mindere mate tussen dal, flank en top, waarbij alle posities van elkaar verschillen in bodemdiergemeenschap. Dalen hebben een hogere dichtheid van *Crangon* (*crangon*), *Pygospio elegans*, Tellinoidea, *Eteone* spp., *Macoma balthica*, *Peringia ulvae* en *Corophiidae*, en een lagere dichtheid van *Parahaustorius holmesi*, *Arenicola* spp., *Corophium* spp en *Heteromastus filiformis* dan toppen. De dalen hebben ook hogere dichtheden *Crangon* (*crangon*), Tellinoidea, *Pygospio elegans*, *Eteone* spp., *Macoma balthica*, *Peringia ulvae*, *Corophium* spp en *Cyathura carinata*, maar lagere dichtheden *Parahaustorius holmesi*, *Arenicola* spp., *Corophiidae* dan de flanken. De flanken hebben hogere dichtheden *Eteone* spp., *Parahaustorius holmesi*, *Arenicola* spp., en lagere dichtheden *Pygospio elegans*, *Macoma balthica*, *Peringia ulvae*, Tellinoidea, *Corophium* spp, *Corophiidae* en *Bathyporeia* spp. dan de toppen. Gebaseerd op biomassa zijn er weer verschillen tussen seizoenen en in positie. Net als bij biomassa van de bodemdieren in gebied BAN, verschillen alleen de flank en top niet significant van elkaar. Dalen hebben een hogere biomassa van *Macoma balthica*, *Crangon* (*crangon*), *Eteone* spp., Tellinoidea, *Peringia ulvae*, *Corophium* spp. en een lagere biomassa van *Arenicola* spp., *Parahaustorius holmesi*, *Heteromastus filiformis* en *Bathyporeia* spp. dan de toppen, en een hogere biomassa *Macoma balthica*, *Crangon* (*crangon*), *Eteone* spp., Tellinoidea, *Peringia ulvae*, *Corophium* spp., en een lagere biomassa *Arenicola* spp., *Parahaustorius holmesi*, *Heteromastus filiformis* en *Bathyporeia* spp. dan de flanken.

Voor gebied BAS zijn alleen monsters genomen in september. Hier zijn de verschillen tussen dal, flank en top niet significant, noch gebaseerd op dichtheid, noch gebaseerd op biomassa (Tabel 29).

Tabel 29. Multivariate analyse van de bodemdiersamenstelling (two-way crossed analyse van maand en positie) op basis van log getransformeerde dichtheden (Inden) en log getransformeerde biomassa's (Inbio) van de soorten. Zie Appendix voor afkortingen.

factor		toets	Inden	P	Inbio	P
			R		R	
Gebied BAN (april, juni en september)						
Maand	(global)	0,338	0,001	0,204	0,001	
Positie	(global)	0,055	0,001	0,046	0,001	
dal vs top	(gepaard)	0,07	0,001	0,066	0,001	
dal vs flank	(gepaard)	0,056	0,001	0,053	0,001	
flank vs top	(gepaard)	0,041	0,006	0,019	0,072	
Gebied VAL (april, juni en september)						
Maand	(global)	0,369	0,001	0,23	0,001	
Positie	(global)	0,085	0,001	0,077	0,001	
dal vs top	(gepaard)	0,137	0,001	0,122	0,001	
dal vs flank	(gepaard)	0,104	0,001	0,101	0,001	
flank vs top	(gepaard)	0,02	0,036	0,012	0,141	
Gebied BAS (september)						
Positie	(global)	0,02	0,407	-0,004	0,480	

4.3.1.5 Bodemdiersamenstelling langs een hydrodynamische gradiënt

De bodemdiersamenstelling in september 2012 van gebied BAS zijn gerelateerd aan de gradiënt in hydrodynamiek. Op basis van log getransformeerde dichtheid van de taxa laat de globale test zien dat er significante verschillen zijn in bodemdiersamenstelling tussen de raaien (global $R=0,48$, $P=0,001$). Tussen alle paren zijn de verschillen significant, behalve tussen raai BAS21 en BAS22 en tussen BAS21 en BAS23 (Tabel 30); de verschillen zijn het grootst tussen raai BAS21 en BAS25 ($R=0,884$, wat duidt op een duidelijke onderscheiding in soortensamenstelling). Met een SIMPER analyse in PRIMER is onderzocht welke soorten het meest (samen meer dan 75%) bijdragen aan de ongelijkheid tussen twee raaien. Vergeleken met de laagdynamische BAS21, heeft de hoogdynamische raai BAS25 minder *Aphelochoaeta marina*, *Macoma balthica*, *Heteromastus filiformis*, *Eteone* spp., *Arenicola* spp., *Pygospio elegans*, *Cardiidae* en meer *Bathyporeia* spp., *Peringia ulvae* en *Psammodrillus balanglossoides*. Tussen raai BAS21 en BAS24 heeft raai BAS24 minder *Aphelochoaeta marioni*, *Eteone* spp., *Pygospio elegans*, *Capitella* (*capitata*), *Arenicola* spp, *Cerastoderma* en *Cardiidae*, maar meer *Bathyporeia* spp., *Peringia ulvae* en *Tellinoidea*. Vergeleken met raai BAS24,

heeft BAS25 ook minder *Macoma balthica*, *Heteromastus filiformis*, *Bathyporeia* spp., *Tellinoidea*, *Capitella (capitata)*, *Cerastoderma edule*, *Arenicola* spp., *Peringia ulvae* en *Corophium* spp. maar meer *Psammodrillus balanoglossoides* en *Scoloplos (scoloplos) armiger*.

Vergelijkbare resultaten zijn gevonden voor de verschillen in samenstelling op basis van loggetransformeerde biomassa (global $R=0,448$, $P=0,001$), hoewel de laagdynamische raaien BAS21, BAS22 en BAS 23 niet significant van elkaar verschillen in bodemdiersamenstelling (Tabel 30). Vergeleken met de laagdynamische BAS21 heeft de hoogdynamische BAS25 een lagere biomassa *Macoma balthica*, *Aphelochaeta marioni*, *Arenicola* spp., *Heteromastus filiformis*, *Cerastoderma (edule)*, *Eteone*, en *Pygospio elegans*, en een hogere biomassa *Bathyporeia* spp., *Peringia ulvae* and *Nephtys* spp. Vergeleken met de laagdynamische BAS21, heeft de hoogdynamische BAS24 minder *Aphelochaeta marioni*, *Arenicola* spp., *Cerastoderma (edule)*, *Eteone* spp., *Peringia ulvae*, *Pygospio elegans*, *Heteromastus filiformis*, maar meer *Bathyporeia* spp., *Capitella (capitata)* en *Tellinoidea*. Vergeleken met raai BAS24, heeft raai BAS25 ook minder *Macoma balthica*, *Heteromastus filiformis*, *Arenicola (marina)*, *Cerastoderma (edule)*, *Bathyporeia* spp., *Tellinoidea* en *Capitella (capitata)*, en meer *Scoloplos (scoloplos) armiger* en *Nephtys* spp.

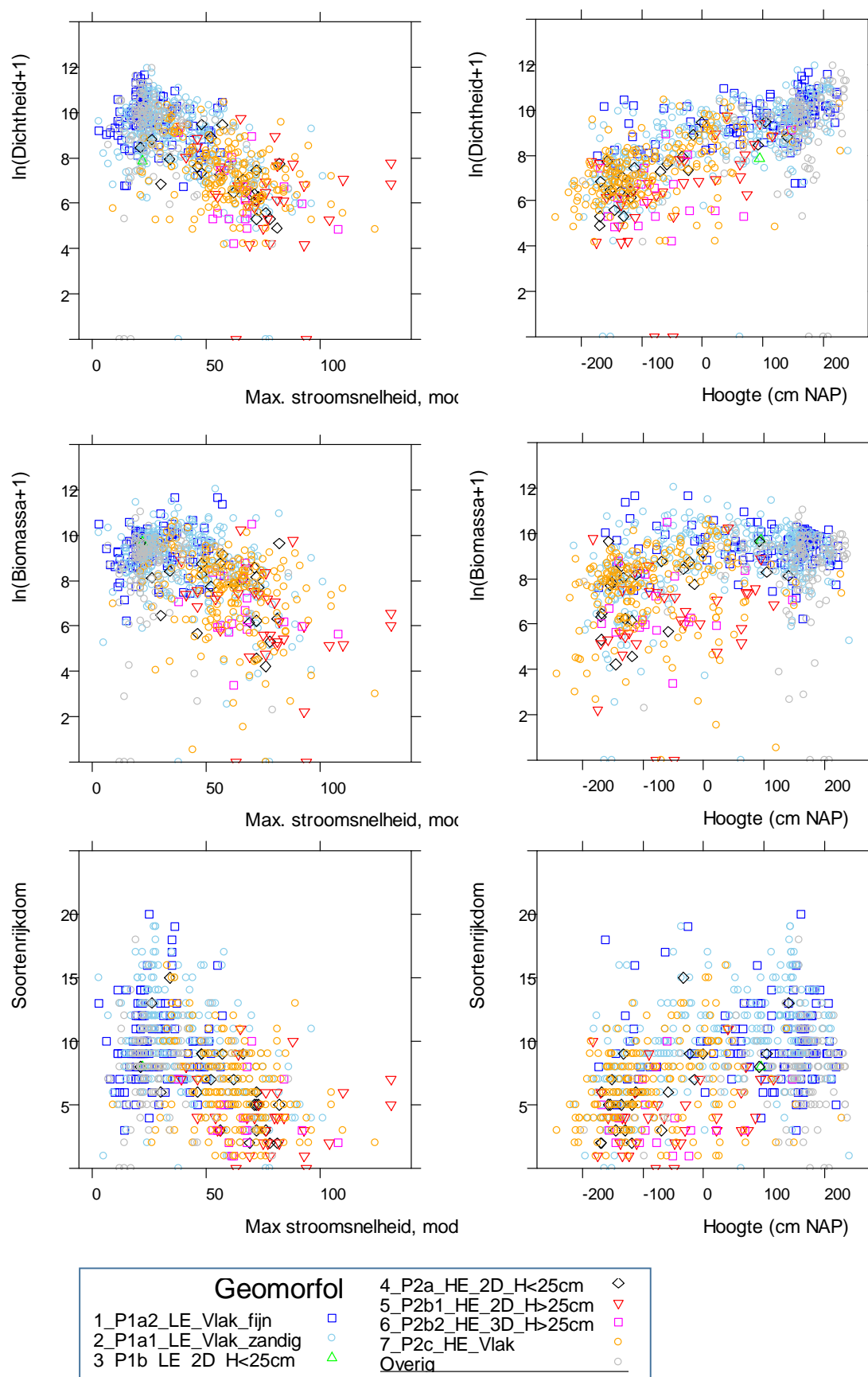
De soortensamenstelling verandert dus over de hydrodynamische gradiënt binnen gebied BAS. *Bathyporeia* spp., *Peringia ulvae* en *Tellinoidea* lijken zich nog te kunnen handhaven onder redelijk hoge stroomsnelheden (vgl. raai BAS24), en met name *Psammodrillus balanoglossoides*, *Scoloplos (scoloplos) armiger*, en *Nephtys* spp. onder de hoge stroomsnelheden zoals die in raai BAS25 zijn gemeten. Het totaal aantal taxa in de 9 monsters in een raai (Stotraai) neemt af van 18 in BAS21, tot 17 in BAS22, BAS23, en BAS24 tot 10 in BAS25. Langs de hydrodynamische gradiënt in gebied BAS is dus zowel een verschuiving in soortensamenstelling te zien, als een afname in aantal taxa.

Tabel 30. Gepaarde multivariate toets (ANOSIM) van bodemdiersamenstelling in gebied BAS (september 2012), op basis van log getransformeerde dichtheid (Lnden) en log getransformeerde biomassa (Lnbio). Zie Appendix voor afkortingen.

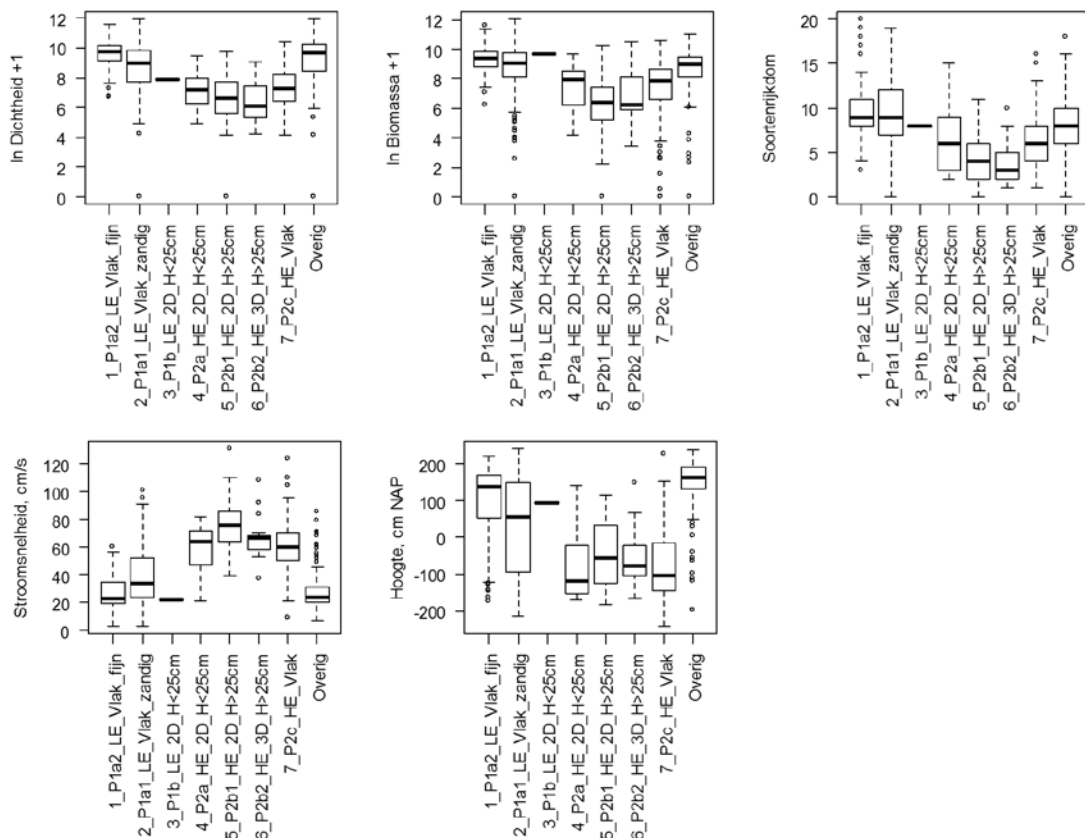
Gepaarde toets	Lnden		Lnbio	
	R	P	R	P
BAS21 vs BAS22	-0,006	0,74	0,004	0,400
BAS21 vs BAS23	0,095	0,106	0,099	0,102
BAS21 vs BAS24	0,726	0,001	0,674	0,001
BAS21 vs BAS25	0,884	0,001	0,866	0,001
BAS22 vs BAS23	0,231	0,009	0,129	0,052
BAS22 vs BAS24	0,728	0,001	0,662	0,001
BAS22 vs BAS25	0,866	0,001	0,837	0,001
BAS23 vs BAS24	0,466	0,001	0,477	0,002
BAS23 vs BAS25	0,839	0,001	0,811	0,001
BAS24 vs BAS25	0,551	0,001	0,534	0,001

4.3.2 Bodemdieren in relatie tot geomorfologie in het litoraal in de Westerschelde

In de data van de platen en slikken van de Westerschelde is een duidelijke relatie te zien tussen de bodemdierindicatoren en de gemodelleerde stroomsnelheid, maar er is ook veel variatie rond deze trend (Figuur 29). P1b heeft slechts 1 waarneming. De laagenergetische geomorfologische eenheden P1a1 en P1a2 hebben op het eerste gezicht de laagste stroomsnelheden, en de hoogste dichtheden, biomassa en soortenrijkdom (Figuur 30). Daarentegen hebben de gebieden met hoge megaribbels ($H>0,25\text{m}$), P2b1 en P2b2, op het eerste gezicht de hoogste stroomsnelheid en de laagste gemiddelde dichtheid, biomassa en soortenrijkdom van de bodemdieren (Tabel 31). Punten in gebieden met hoogenergetische golvend reliëf met bodemvormen $H<0,25\text{m}$, P2a, en hoogenergetische vlakke gebieden, P2c, lijken hier tussenin te liggen (Tabel 31). P2c lijkt dus niet zozeer een hoogenergetische variant van hoogenergetische gebieden met megaribbels, maar meer een hoogenergetische variant van laagenergetisch vlak gebied P1a1. De twee laagenergetische eenheden liggen ook het hoogst.

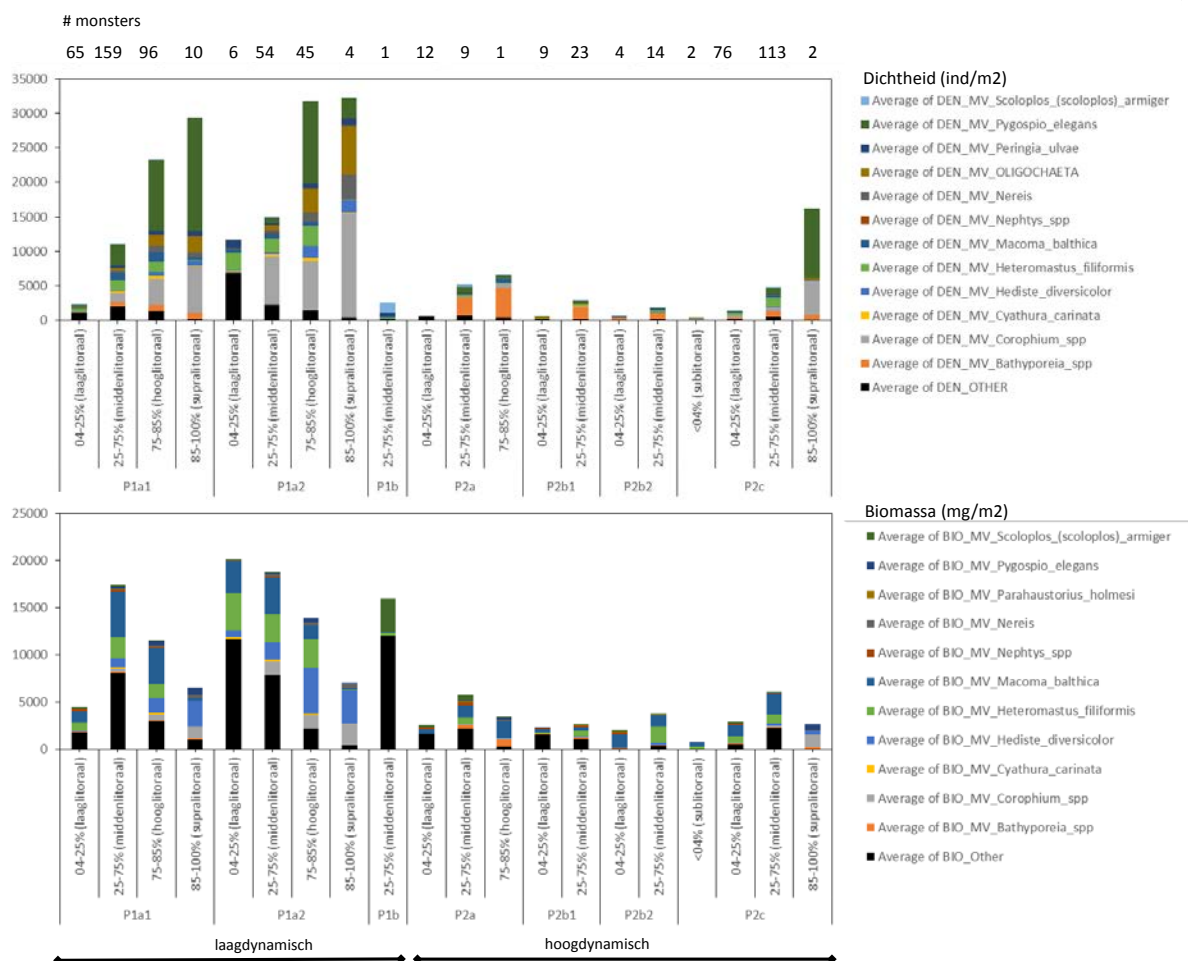


Figuur 29. Relatie tussen stroomsnelheid en hoogte en de bodemdierindicatoren voor de geomorfologische eenheden. Bodemdierdichtheid is log getransformeerd volgens $\ln(\text{ind}/\text{m}^2 + 1)$, biomassa volgens $\ln(\text{mg}/\text{m}^2 + 1)$.



Figuur 30. Box-and-whisker plots van log getransformeerde bodemdierdichtheid, log getransformeerde biomassa en soortenrijkdom, stroomsnelheid en hoogte per geomorfologische eenheid. De vette horizontale lijn geeft de mediane waarde, met in de box de range tussen het 25% en 75% kwartiel, open cirkels zijn de uitbijters. Bodemdierdichtheid is log getransformeerd volgens $\ln(\text{ind}/\text{m}^2 + 1)$, bodemdierbiomassa volgens $\ln(\text{mg}/\text{m}^2 + 1)$.

Binnen de geomorfologische eenheden is ook een onderscheid gemaakt naar droogvalduur volgens de hoofdklassen in de ecotopenkaart (zie *Figuur 31*) voor dichtheid en biomassa van een aantal karakteristieke soorten zoals die in de multivariate analyse (zie hierna) naar voren komen. Let wel dat in sommige klassen slechts een of enkele monsterpunten liggen. Er lijkt echter wel een toename van de bodemdierdichtheid met droogvalduur te zijn voor zowel de laagdynamische als hoogdynamische gebieden, terwijl biomassa voor de meeste eenheden juist een optimum lijkt te hebben in het middenlitoraal. De statistische analyse in paragraaf 3.4.2. gaat nader in op het onderscheid in ecologische rijkdom op basis van stroomsnelheid en droogvalduur.



Figuur 31. Dichtheid en biomassa van een aantal karakteristieke soorten op de platen en slikken van de Westerschelde, onderverdeeld naar geomorfologische eenheid (zie tekst voor selectie van geomorfologische eenheden) en droogvalduurklasse.

De verschillen in bodemdiersamenstelling tussen de zes geselecteerde geomorfologische eenheden (P1b en categorie Overige niet meegerekend) op de platen en slikken zijn significant, zoals blijkt uit een multivariate analyse van de log getransformeerde dichtheden van taxa (ANOSIM, Global $R=0,211$, $P=0,001$), hoewel de overlap in soorten groot is tussen de eenheden. Onderling zijn alle combinaties ook significant verschillend, met uitzondering van de laagenergetische vlakke gebieden P1a1 en P1a2 ($R=-0,062$, $P=0,997$), de hoogenergetische gebieden met hoge megaribbels P2b2 and P2b1 ($R=-0,033$, $P=0,758$) en de hoogenergetische hoge of lage 2D ribbels P2b1 and P2a ($R=0,048$, $P=0,081$). De laagenergetische gebieden met fijn sediment P1a2 lijkt er uit te springen in samenstelling ten opzichte van de hoogenergetische groepen: er zijn duidelijke verschillen in bodemdiersamenstelling tussen P1a2 en P2b2 ($R=0,846$, $P=0,001$), tussen P1a2 en P2b1 ($R=0,81$, $P=0,001$) en tussen P1a2 en P2a ($R=0,856$, $P=0,001$). In de twee laagenergetische groepen dragen *Corophium* (spp), *Heteromastus filiformis*, *Macoma balthica* en *Pygospio elegans* het meest bij aan de gelijkheid binnen een groep (Tabel 31).

In de twee hoogenergetische groepen met hoge megaribbels, P2b1 en P2b2, dragen *Bathyporeia* (spp) en *Heteromastus filiformis* het meest bij aan de gelijkheid binnen een groep. Zowel P2a als P2c liggen hier tussen in (hoewel de samenstelling van P2a dus niet verschilt van die van P2b1). P2a en P2c hebben een vergelijkbare gemiddelde hoogte en stroomsnelheid. Als we de bodemdiersamenstelling vergelijken tussen P2a and P2c (ANOSIM, $R=0,285$, $P=0,001$), heeft P2c hogere dichtheden van *Heteromastus filiformis*, *Bathyporeia* (spp), *Macoma balthica*, *Corophium* (spp), *Pygospio elegans* en *Peringia ulvae*, *Eteone* spp., *Arenicola* spp., Tellinidae/Tellinoidea, maar minder *Scoloplos armiger*, *Nephtys* spp., *Aphelochaeta marina*, *Crangon* (crangon), *Ensis* spp., *Spio* spp. en *Magelona* spp.; gezamenlijk verklaren deze soorten meer dan 75% van het verschil tussen de twee groepen.

De verschillen in bodemdiersamenstelling tussen geomorfologische groepen op basis van log getransformeerde biomassa is vergelijkbaar met de verschillen op basis van dichtheid. De verschillen in samenstelling op basis van biomassa zijn ook significant (ANOSIM, Global R=0,204, P=0,001). Ook op basis van biomassa zien we dat de laagenergetische gebieden rijke bodemdiergemeenschappen hebben, de hoogenergetische 2D en 3D megaribbels hebben arme bodemdiergemeenschappen, en de hoogenergetische vlakke gebieden P2c intermediair (Tabel 31). P2a, hoogenergetisch golvend reliëf is qua bodemdiersamenstelling niet anders dan hoogenergetisch gebied met 2D megaribbels P2b1 (Tabel 31).

Tabel 31. Abiotiek en biotiek per geomorfologische groep in de Westerschelde. Eenheid P1b (slechts 1 monster) en groep Overig (zie tekst) zijn niet meegenomen in de analyse. De verschillende letters in de ANOSIM paarsgewijze toets geeft significant verschillende groepen aan. Log getransformeerde dichtheden zijn weergegeven voor een aantal taxa, met tussen haakjes het percentage dat zij bijdragen aan de gelijkheid binnen een groep. Alleen taxa die minstens 5% bijdragen aan de gelijkheid in een of meer groepen zijn hier genoemd, een bijdrage van meer dan 5% is vet weergegeven.

Variabele	Geomorfologische eenheid					
	P1a1	P1a2	P2a	P2b1	P2b2	P2c
	Laag-energetisch, vlak, zandig	Laag-energetisch, vlak, fijn	Hoog-energetisch, gegolfd reliëf (H <25cm, L >25m)	Hoog-energetisch 2D megaribbels, H>25cm	Hoog-energetisch 3D megaribbels, H>25cm	Hoog-energetisch vlak
N	330	109	22	32	18	193
Vmax, RWS model (cm/s)	39,9	27,3	58,73	76,38	66,72	59,29
Z (m NAP)	0,33	0,95	-0,78	-0,47	-0,63	-0,81
Inden, ln(ind/m ² +1)	8,654	9,590	7,141	6,368	6,335	7,329
Inbio, ln(mg/m ² +1)	8,730	9,312	7,443	6,197	6,775	7,503
Soortenrijkdom S	9,46	9,73	6,32	4,31	4,06	6,43
ANOSIM (Inden)	a	a	b	b,c	C	d
ANOSIM (Inbio)	a	a	b	b,c	C	d
<i>Bathyporeia</i> (spp)	2,27 (3,8%)	0,16 (0,02%)	2,69 (9,1%)	3,26 (36,2%)	3,1 (35,5%)	3,26 (15,5%)
<i>Cyathura carinata</i>	2,17 (2,8%)	3,99 (7,1%)	0 (0%)	0,25 (0%)	0,23 (0%)	0,90 (0,8%)
<i>Corophium</i> (spp)	3,85 (8,7%)	6,08 (12,8%)	1,34 (2,4%)	0,76 (1,5%)	1,02 (3,6%)	2,98 (11,7%)
<i>Hediste diversicolor</i>	2,76 (5,2%)	5,32 (12,2%)	(0%)	0,17 (0%)	0,77 (1,4%)	0,85 (0,9%)
<i>Heteromastus filiformis</i>	4,65 (14%)	6,15 (14,2%)	1,73 (8,2%)	2,21 (20,7%)	2,82 (32,3%)	4,3 (25,7%)
<i>Macoma balthica</i>	5,18 (18,4%)	5,04 (11,5%)	3,31 (29,9%)	1,11 (3,3%)	1,8 (9,0%)	3,7 (19,9%)
<i>Nephtys</i> (spp)	0,51 (0,4%)	0,28 (0,05%)	1,85 (11,4%)	1,16 (10,1%)	0,47 (0,9%)	0,51 (0,7%)
<i>Nereis</i>	3,12 (6,3%)	5,45 (12,4%)	(0%)	0,59 (0,7%)	0,47 (1,1%)	0,84 (0,9%)
OLIGOCHAETA	2,48 (3,5%)	4,16 (6,4%)	(0%)	0,77 (1,4%)	0,59 (0,3%)	0,56 (0,4%)
<i>Peringia ulvae</i>	2,8 (5,2%)	3,52 (4,9%)	0,72 (0,9%)	1,21 (5,2%)	0,56 (0,4%)	1,8 (4,4%)
<i>Pygospio elegans</i>	5,61 (16,3%)	5,75 (11,1%)	2,24 (7,6%)	1,09 (2,8%)	1,3 (5,8%)	2,9 (9,5%)
<i>Scoloplos armiger</i>	1,04 (1,1%)	0,13 (0,01%)	2,35 (12,0%)	0,55 (1,3%)	0,74 (2,4%)	0,56 (0,6%)

4.3.3 Voorspelling van ecologische rijkdom uit stroomsnelheid en droogvalduur in het litoraal van de Westerschelde

Tot slot is de ecologische rijkdom in het litoraal in de Westerschelde voorspeld uit abiotische variabelen. De gehanteerde methode is gelijkaardig aan die van het sublitoraal (hoofdstuk 1), maar dan met de variabelen droogvalduur en maximale stroomsnelheid. Voor deze methode zijn dezelfde monsterpunten gebruikt als bij de geomorfologische analyse (MWTL dataset 2007 – 2012). Verder is een aparte analyse uitgevoerd voor variabel brak (V) en zout (Z), zoals uit de ecotopenkaarten is bepaald.

De statistische grenswaarden voor droogvalduur en maximale stroomsnelheid voor de volledige litorale dataset, en opgesplitst naar zout en brak staan weergegeven in *Tabel 32*, *Tabel 33* en *Tabel 34*. De grens voor maximale stroomsnelheid ligt tussen 49-58 cm/s voor de volledige dataset, en wordt iets hoger gelegd voor de zoute zone in vergelijking tot de brakke zone. De grens voor droogvalduur ligt bij 44%, en is voor de zoute zone lager dan voor de brakke zone. Het model met maximale stroomsnelheid geeft in de meeste gevallen de beste fit (laagste BIC waarde).

Tabel 32. Resultaten van de modellen (MWTL Dataset litoraal) die de kritische scheiding weergeven voor maximale stroomsnelheid (Max v) en droogvalduur (DVD) waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In het geval van densiteit en maximale stroomsnelheid ligt de kritische grens bij 49 cm/s.

Variabele	In densiteit + 1		In biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	49	2482	58	2667	49	3674	55	1591
DVD	44	2475	44	2751	44	3743	44	1656

Tabel 33. Resultaten van de modellen (MWTL Dataset litoraal, zout) die de kritische scheiding weergeven voor maximale stroomsnelheid (Max v) en droogvalduur (DVD) waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In het geval van densiteit en maximale stroomsnelheid ligt de kritische grens bij 99 cm/s. De BIC geeft de Bayesian information criterion.

Variabele	In densiteit + 1		In biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	61	1250	58	1372	58	1943	58	803
DVD	44	1305	35	1427	37	1987	37	871

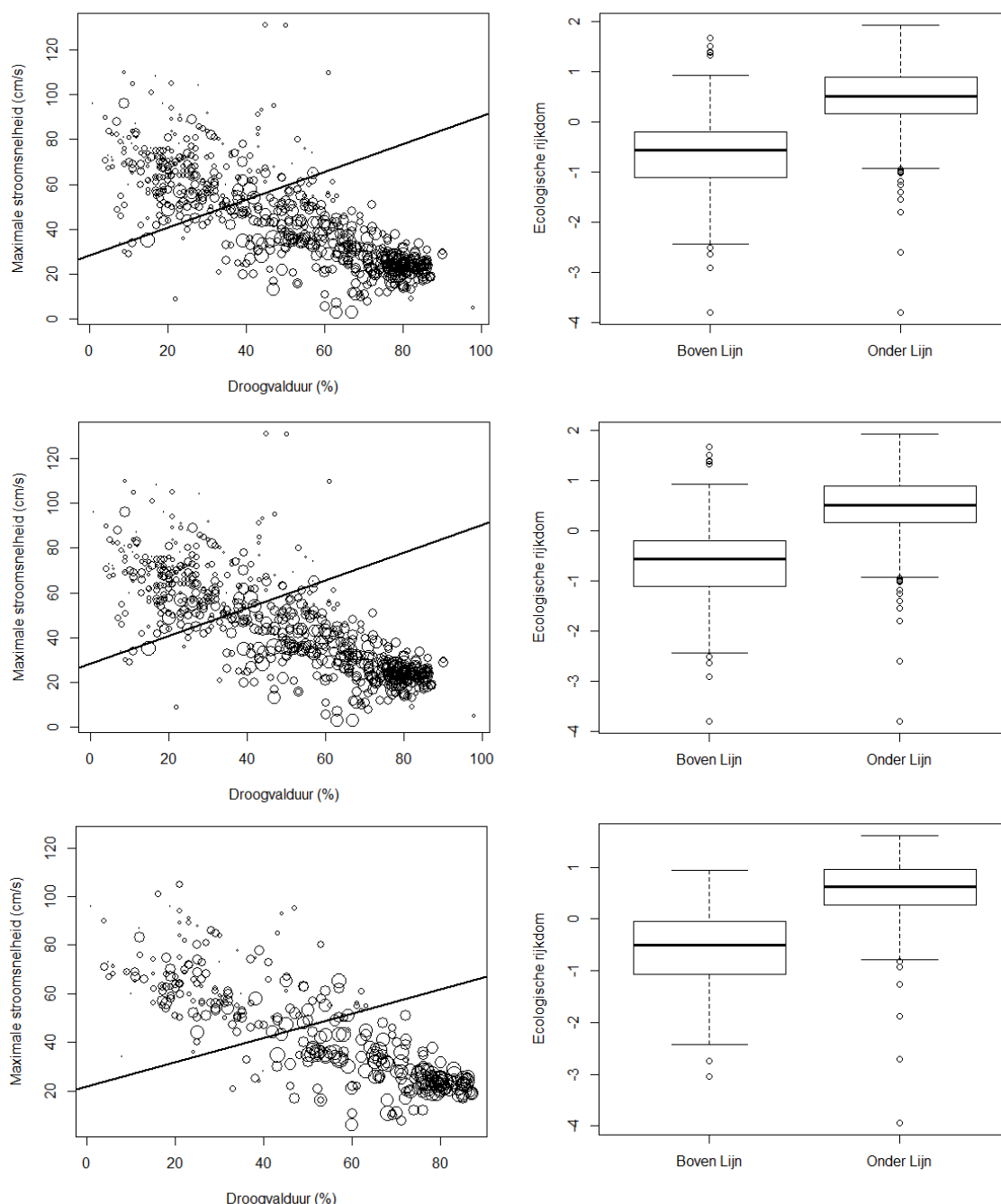
Tabel 34. Resultaten van de modellen (MWTL Dataset litoraal, brak) die de kritische scheiding weergeven voor maximale stroomsnelheid (Max v) en droogvalduur (DVD) waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. In het geval van densiteit en maximale stroomsnelheid ligt de kritische grens bij 43 cm/s. De BIC geeft de Bayesian information criterion.

Variabele	In densiteit + 1		In biomassa + 1		Soortenrijkdom		Ecologische rijkdom	
	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC	Waarde	BIC
Max v	43	1186	43	1303	52	1702	43	780
DVD	48	1163	48	1315	48	1722	48	786

Voor de combinatie met twee omgevingsvariabelen levert de combinatie droogvalduur en maximale stroomsnelheid een beter model op (lagere BIC waardes) dan met enkel stroomsnelheid of droogvalduur (*Tabel 35*). *Figuur 32* toont visueel waar zich de scheidingslijn bevindt voor ecologische rijkdom in de combinatie droogvalduur en maximale stroomsnelheid voor de volledige litorale dataset, en opgesplitst naar de zoute en brakke dataset.

Tabel 35. Resultaten van de modellen die de kritische scheiding weergeven waarbij het verschil tussen twee groepen monsters maximaal is, vergeleken met de variantie die binnen de groepen overblijft. Elk model bevat twee onafhankelijke variabelen, droogvalduur (DVD) en maximale stroomsnelheid (Max v). Parameter 1 = intercept, Parameter 2 = slope, in de vergelijking $var2 = intercept + slope * var1$. De BIC geeft de Bayesian information criterion.

	Model	Parameter 1	Parameter2	BIC
Volledige dataset				
Densiteit	<i>DVD + Max v</i>	28,6	0,62	2431
Biomassa	<i>DVD + Max v</i>	52,9	0,18	2657
Soortenrijkdom	<i>DVD + Max v</i>	42,1	0,17	3663
Ecologische rijkdom	<i>DVD + Max v</i>	28,7	0,62	1571
Zoute dataset				
Densiteit	<i>DVD + Max v</i>	53,5	0,18	1236
Biomassa	<i>DVD + Max v</i>	57,5	0,03	1365
Soortenrijkdom	<i>DVD + Max v</i>	33,2	0,52	1932
Ecologische rijkdom	<i>DVD + Max v</i>	56,98	0,05	792
Brakke dataset				
Densiteit	<i>DVD + Max v</i>	-23,8	1,22	1150
Biomassa	<i>DVD + Max v</i>	59,3	-0,25	1297
Soortenrijkdom	<i>DVD + Max v</i>	54	0,0015	1698
Ecologische rijkdom	<i>DVD + Max v</i>	21	0,52	770



Figuur 32. Relatie tussen droogvalduur en maximale stroomsnelheid. Boven: volledige dataset litoraal, midden: zoute dataset, onder: brakke dataset. De scheidelijns geeft de optimale scheiding weer tussen de twee groepen locaties op basis van ecologische rijkdom, de grootte van de cirkel is een maat voor ecologische rijkdom. De figuren rechts geven de box-whisker plot weer voor de twee onderscheiden groepen (resp. boven en onder de scheidelijn).

Wanneer de locaties die behoren tot de ecologisch rijke of ecologisch arme groep (op basis van de combinatie maximale stroomsnelheid en droogvalduur) classificeren volgens de ecotopen waartoe ze behoren, zien we dat de hoogdynamische litorale locaties voor 70% behoren tot de ecologisch arme groep, en 30% tot de ecologisch rijke (Tabel 36). Hoogdynamisch supralitoraal betreft slechts 2 stations waardoor voor dit ecotoop geen goede uitspraken kunnen gemaakt worden en is daarom weggelaten uit de tabellen. Wat de laagdynamische ecotopen betreft, wordt 100% van de locaties in laagdynamisch hooglitoraal tot de ecologisch rijke groep gerekend, 94% in het laagdynamisch middenlitoraal en 84% in het laagdynamisch laaglitoraal. De 14 stations van het laagdynamische supralitoraal behoren allemaal tot de ecologisch rijke groep. Hieruit kunnen we besluiten dat het onderscheid tussen ecologisch rijk en ecologisch arm gebied goed overeenstemt met de ecotoop

classificatie, behalve een aantal stations in het hoogdynamisch litoraal en een aantal stations in het laagdynamisch laaglitoraal.

Tabel 36. Aantal locaties dat door de Habitat Mapping methode als ecologisch rijk of ecologisch arm wordt geclassificeerd in relatie tot de ecotoop classificatie.

Ecotoop (aantal locaties)	Ecologisch rijk	Ecologisch arm
Hoogdynamisch litoraal	77	186
Laagdynamisch hooglitoraal	141	-
Laagdynamisch laaglitoraal	4	67
Laagdynamisch middenlitoraal	180	34
Laagdynamisch supralitoraal	14	-

Tabel 37 geeft de gemiddelde soortenrijkdom, gemiddelde densiteit en biomassa van de locaties die door de Habitat Mapping methode als ecologisch rijk of ecologisch arm worden geclassificeerd in relatie tot het ecotoop waartoe deze locaties behoren. De soortenrijkdom is gemiddelde het hoogst in het laagdynamisch litoraal. De hoogste gemiddelde densiteit komt voor in het laagdynamisch supralitoraal, gevolgd door het laagdynamisch hooglitoraal, laagdynamisch middenlitoraal en laagdynamisch laaglitoraal, m.a.w. de densiteit neemt af met hoogte of droogvalduur (zie ook Tabel 38). De laagste densiteit komt in het hoogdynamisch litoraal voor. De biomassa kent een optimum in het laagdynamisch middenlitoraal, en neemt af in zowel het laagdynamisch hooglitoraal en het laagdynamisch laaglitoraal (Tabel 37). De laagste biomassa wordt aangetroffen in het hoogdynamisch litoraal en het laagdynamisch supralitoraal. Binnen eenzelfde ecotoop zien we dat de densiteit of biomassa steeds hoger is in de ecologisch rijke groep in vergelijking tot de ecologisch arme groep.

Tabel 37. Gemiddelde soortenrijkdom, gemiddelde densiteit en gemiddelde biomassa van de locaties die door de Habitat Mapping methode als ecologisch rijk of ecologisch arm worden geclassificeerd in relatie tot de ecotoop classificatie.

Ecotoop	Soortenrijkdom (n)		Densiteit (ind.m ⁻²)		Biomassa (mg AFDW.m ⁻²)	
	Ecologisch rijk	Ecologisch arm	Ecologisch rijk	Ecologisch arm	Ecologisch rijk	Ecologisch arm
Hoogdynamisch litoraal	7,9	5,2	6402	1693	6892	3183
Laagdynamisch hooglitoraal	10,8	-	25929	-	12241	-
Laagdynamisch laaglitoraal	11,0	6,2	8137	2807	7815	5700
Laagdynamisch middenlitoraal	10,1	8,1	13339	5212	18655	13010
Laagdynamisch supralitoraal	7,9	-	30188	-	6647	-

De gemiddelde stroomsnelheid neemt toe van het laagdynamisch laaglitoraal naar het laagdynamisch supralitoraal, en is het hoogst in het hoogdynamisch litoraal (Tabel 38). Binnen eenzelfde ecotoop zien we dat de stroomsnelheid steeds hoger is in de ecologisch arme groep in vergelijking tot de ecologisch rijke groep.

Tabel 38. Gemiddelde stroomsnelheid en gemiddelde droogvalduur van de locaties die door de Habitat Mapping methode als ecologisch rijk of ecologisch arm wordt geclassificeerd in relatie tot de ecotoop classificatie.

Ecotoop	Stroomsnelheid (cm/s)		Droogvalduur (%)	
	Ecologisch rijk	Ecologisch arm	Ecologisch rijk	Ecologisch arm
Hoogdynamisch litoraal	41	71	53	26
Laagdynamisch hooglitoraal	23	-	80	-
Laagdynamisch laaglitoraal	35	66	15	18
Laagdynamisch middenlitoraal	33	63	58	33
Laagdynamisch supralitoraal	21	-	87	-

5 Conclusies en aanbevelingen

Deze studie heeft de relatie onderzocht tussen bodemdiergemeenschappen en abiotische omgevingsvariabelen om daarmee een beter gefundeerde vaststelling te maken van de grens tussen hoog- en laagdynamische gebieden in de sublitorale en litorale gebieden van de Westerschelde. Zowel in het sublitoraal als litoraal verklaart de hydrodynamiek een belangrijk deel van de variatie in bodemdiergemeenschappen. Met toenemende stroomsnelheid zien we een afname in de ecologische rijkdom (soortenrijkdom, log getransformeerde densiteit en log getransformeerde biomassa) van bodemdieren en een verschuiving in dominantie van kenmerkende soorten. Daarnaast is ecologische rijkdom ook gerelateerd aan andere omgevingsvariabelen zoals mediane korrelgrootte, diepte (in het sublitoraal) en droogvalduur (in het litoraal), maar deze variabelen zijn ook deels gecorreleerd met hydrodynamiek. Wat opvalt is de relatief grote spreiding in de relaties, en er is eerder sprake van (lineaire) gradiënten dan wel een duidelijke segregatie in verschillende bodemdiergemeenschappen langsheen de omgeving gradiënten.

(1) Hoe verandert de bodemdiergemeenschap (diversiteit, densiteit, biomassa) met hydrodynamiek in het sublitoraal van de Westerschelde? Onder welke condities vinden we een ecologisch rijke gemeenschap, d.i. binnen welke grenzen van abiotische variabelen?

De analyse van de sublitorale datasets toont een duidelijke negatieve relatie tussen stroomsnelheid en biotische indicatoren zoals soortenrijkdom, log getransformeerde densiteit, log getransformeerde biomassa en ecologische rijkdom (i.e. een combinatie van de drie variabelen soortenrijkdom, log getransformeerde densiteit, log getransformeerde biomassa). Bij toenemende stroomsnelheid nemen de biotische indicatoren af. Er is sprake van een lineaire afname (voor densiteit en biomassa op logaritmische schaal), met een zeer sterke spreiding. Dit geldt ook voor de relatie met duur stroomsnelheid > 65 cm/s, mediane korrelgrootte en diepte. Enkelvoudige regressies laten zien dat de biotische indicatoren het best relateren met maximale stroomsnelheid, bij de meervoudige regressies zien we steeds maximale stroomsnelheid gecombineerd met andere omgevingsvariabelen (afhankelijk van de biotische indicator) als beste model.

De Habitat Mapping methode (Ysebaert et al. 2009) werd toegepast om de biotische indicatoren te voorspellen uit abiotische variabelen en kritische grenzen in abiotische variabelen vast te stellen voor het voorkomen van ecologisch rijk gebied. De modelresultaten met verschillende abiotische variabelen worden vergeleken en het beste model kan worden gebruikt voor het ruimtelijk voorspellen van de biotische indicatoren (soortenrijkdom, log getransformeerde densiteit, log getransformeerde biomassa, ecologische rijkdom). De resultaten tonen ook hier dat maximale stroomsnelheid het best de variatie binnen de biotische indicatoren verklaart. In combinatie met twee variabelen zijn het maximale stroomsnelheid met mediane korrelgrootte of maximale stroomsnelheid met diepte die de beste modellen opleveren. De extra variatie die de combinatie met twee variabelen verklaart ten op zichte van de variabele maximale stroomsnelheid alleen is beperkt, omdat de omgevingsvariabelen ook onderling een zekere relatie vertonen.

Voor het onderscheid tussen laag- en hoogdynamisch sublitoraal ecotoop wordt in het Zoute Ecotopenstelsel de grens gelegd op 80 cm/s (Bouma et al. 2005, Kers et al. 2013). Uit dit onderzoek blijkt die grens hoger te liggen, eerder in de range van 95-110 cm/s (afhankelijk van de dataset en het gebruikte hydrodynamische model), maar zoals eerder gesteld hebben we eerder te maken met een geleidelijke gradiënt dan met een duidelijke scheiding tussen ecologisch arm en ecologisch rijk. Voor de tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s ligt de grens op 110 minuten (behalve voor soortenrijkdom waar de grens op 74 minuten ligt). Voor diepte ligt de grens op -4,4 m NAP. Er zijn verschillen in de grenzen tussen de deelgebieden west, midden en oost. Vooral het middengebied toont andere grenzen, met vooral hogere waarden voor tijdsduur stroomsnelheid > 65 cm/s en mediane korrelgrootte. De reden hiervoor is niet helemaal duidelijk. Mogelijk ligt dit aan de analyse zelf, waarbij in een aantal gevallen er twee bijna evenwaardige oplossingen bestaan, en dat het van een klein toeval afhangt waar het optimum dan precies valt.

De soortenrijkdom, densiteit, biomassa en ecologische rijkdom zijn gemiddeld significant lager in de ecologisch arme gemeenschap, maar wat opvalt is dat bijna alle, veel voorkomende taxa in beide

groepen voorkomen, maar de meeste taxa komen in lagere frequentie, densiteit en biomassa voor in de ecologisch arme groep. De bivalven zoals *Macoma balthica* en *Ensis (directus)* zijn duidelijk dominanter in de ecologisch rijke groep en bepalen in belangrijke mate de biomassa. Andere meer voorkomende soorten in de ecologisch rijke groep zijn bepaalde polychaeten zoals *Aphelochaeta marioni*, *Pygospio elegans*, *Capitella (capitata)*, enz. Mobiele kreeftachtigen zoals *Bathyporeia* spp., *Gastrosaccus spinifer*, *Eurydice pulchra* en *Parahaustorius holmesi* zijn duidelijk beter vertegenwoordigd in de ecologisch arme groep. De twee meest voorkomende taxa, de polychaeten *Heteromastus filiformis* en *Nephtys* spp., worden in beide groepen frequent aangetroffen, maar de gemiddelde densiteit en biomassa is lager in de ecologisch arme groep.

In het sublitoraal van de Westerschelde komen ook harde substraten voor (vooral in de diepere delen). Dit zijn veen- en kleibanken, of stenige substraten zoals vooroeverbestedingen t.b.v. geulwandverdedigingen. Het is duidelijk dat hier andere bodemdiergemeenschappen voorkomen. Soorten zoals boormosselen kunnen zich in de veen- en kleilagen vestigen, en soorten zoals oesters kunnen zich vestigen op de harde substraten. Als filter feeders profiteren ze juist van de hogere stroomsnelheden zonder weggespoeld te worden. Ze vormen structuren waarop en waartussen zich ook andere soorten vestigen en daarmee relatief rijke bodemdiergemeenschappen vormen, met hoge biomassa's die duidelijk verschillen van de bodemdiergemeenschappen van zandige sedimenten.

(2) Hoe verandert de bodemdierbiomassa/samenstelling met hydro- en/of substraatdynamiek in het litoraal van de Westerschelde?

Het litorale deel van het onderzoek gaat in op de vraag of er een scherpe grens is tussen hoog- en laagdynamische gebieden op droogvallende slikken en platen, of dat er tussenvormen zijn. Er zijn gedetailleerde metingen gedaan naar de variatie in bodemdieren in en tussen gebieden met verschillende bedvormen en dynamiek.

Binnen de gebieden met megaribbels vinden we over het algemeen een duidelijke segregatie in omgevingsvariabelen (zoals hoogte, korrelgrootteverdeling van het sediment, chlorofylgehalte) tussen dalen, flanken en toppen van megaribbels. De bodemdiersamenstelling verschilt ook tussen de dalen, flanken en toppen, maar de overlap in soorten is erg groot. Er zijn ook enkele significante verschillen in de dichtheid, biomassa en soortenrijkdom, hoewel de verschillen niet altijd consistent zijn. Soortenrijkdom is steeds hoger in de dalen. Dichtheden zijn hoger op de toppen in de septembermonsters, maar het laagst op de flanken als we de drie seizoenen in gebied BAN en VAL bekijken.

De studie op de Rug van Baarland Zuid laat zien dat er een duidelijke afname in bodemdierrijkdom is met toenemende hydrodynamiek en morfodynamiek, waarin zowel de bodemdiersamenstelling verandert en de dichtheid, biomassa en het aantal soorten bodemdieren afneemt.

Er zijn ook verschillen in bodemdierdichtheid en in soortensamenstelling geconstateerd tussen de gebieden op Rug van Baarland en Plaat van Valkenisse, die mogelijk (deels) toe te schrijven zijn aan het verschil in zoutgehalte (Rug van Baarland in de polyhaline zone, Plaat van Valkenisse in de brakke zone). De respons van de bodemdieren op substraat- en hydrodynamiek lijkt echter ook per gebied te variëren. Op de Rug van Baarland zuid (BAS) zijn zowel morfodynamiek (hoogtevariatie) als hydrodynamiek gecorreleerd met de bodemdierindices, op de Rug van Baarland noord (BAN) met name morfodynamiek (migratiesnelheid van de ribbels) (mogelijk te verklaren door de kleine variatie in hydrodynamiek in dit gebied), en op de Plaat van Valkenisse (VAL) met name hydrodynamiek (maximale stroomsnelheid) en de aard van het sediment.

Een analyse van de MWTL bodemdierdata (2007-2012) in de litorale zone in de gehele Westerschelde laat zien dat het bodemleven minder rijk is naar mate de stroomsnelheid toeneemt en de hoogte/droogvalduur afneemt, maar met een zeer sterke spreiding. In de bodemdiersamenstelling is een grote overlap in taxa te zien tussen de geomorfologische eenheden die de bodemvormen en de hydrodynamiek beschrijven. Desondanks bevestigt de studie dat de laagdynamische gebieden (dat wil zeggen de geomorfologische eenheden P1a1 en P1a2; P1b is buiten beschouwing gelaten omdat deze slechts 1 waarneming had) inderdaad het rijkst aan bodemdieren zijn, waarbij een groot aantal soorten karakteristiek zijn, waaronder *Macoma balthica*, *Pygospio elegans* en *Heteromastus filiformis*. De gebieden met hoge ($H > 25\text{cm}$) megaribbels P1b1 en P1b2, zijn het armst, waarbij vooral *Bathyporeia* spp. en *Heteromastus filiformis* karakteristiek zijn. Hoogdynamisch golvend ($H < 25\text{ cm}$, P2a) gebied is vergelijkbaar in bodemdiersamenstelling met die in het hoogdynamisch gebied met hoge ($H > 25\text{cm}$, P2b1 en P2b2) megaribbels, al is in P2a *Macoma balthica* de meest karakteristieke

soort. De hoogdynamische vlakke gebieden, P2c, hebben een afwijkende samenstelling die tussen de laagdynamische en hoogdynamische gebieden in lijkt te liggen, met onder andere de karakteristieke soorten *Bathyporeia* spp., *Heteromastus filiformis* en *Macoma balthica*. De bodemdiersamenstelling in P2c is ook anders dan in P2a, ondanks gelijkaardige stroomsnelheid en hoogteligging. Op basis van de multivariate studie lijkt de grens tussen hoogdynamisch en laagdynamisch gebied dus een goede grens tussen arme en rijke bodemfauna in het litoraal. Echter, binnen zowel het hoogdynamisch gebied als het laagdynamisch gebied zijn er substantiële verschillen in ecologische rijkdom, met name gerelateerd aan hoogteligging, maar in het hoogdynamisch gebied ook gerelateerd aan bodemvormen.

(3) Onder welke condities vinden we een ecologisch rijke gemeenschap, d.i. binnen welke kritische grenzen van abiotische variabelen in het litoraal van de Westerschelde?

De Habitat Mapping methode (Ysebaert et al. 2009) werd tevens toegepast om de biotische indicatoren te voorspellen uit abiotische variabelen en grenzen in abiotische variabelen vast te stellen voor het voorkomen van ecologisch rijk gebied in het litoraal. De methode is gelijkaardig aan die van het sublitoraal, maar dan met de variabelen droogvalduur en maximale stroomsnelheid.

Ook in het litoraal zien we een lineaire afname van de biotische indicatoren (log getransformeerde dichtheid, log getransformeerde biomassa, soortenrijkdom en ecologische rijkdom) met toenemende maximale stroomsnelheid, en met afnemende droogvalduur (behalve op de zeer hoge delen). Maximale stroomsnelheid verklaart, net als in het sublitoraal, het best de variantie binnen de biotische indicatoren. In tegenstelling tot het sublitoraal wordt de grens tussen ecologisch rijk en arm voor maximale stroomsnelheid lager beoordeeld, in de range 43-58 cm/s. Ook hier moeten we benadrukken dat we eerder met een geleidelijke gradiënt te maken hebben dan met een duidelijke scheiding tussen ecologisch arm en ecologisch rijk. Voor droogvalduur wordt de grens tussen ecologisch rijk en ecologisch arm geobserveerd bij 37-48% droogvalduur. Er zijn verschillen tussen de zoute en brakke zone, maar doorgaans worden dezelfde trends waargenomen.

Het onderscheid tussen ecologisch arme en ecologisch rijke gebieden komt grotendeels overeen met de opdeling in hoogdynamisch en laagdynamisch ecotoop, hoewel binnen het hoogdynamisch sublitoraal en het laagdynamisch laagsublitoraal een aantal locaties als respectievelijk ecologisch rijk en ecologisch arm geclassificeerd worden. Dit kan te wijten zijn aan de hydrodynamische modellen dan wel de geomorfologische classificatie (zie boven). Dit verdient nadere aandacht. De densiteit neemt toe met droogvalduur, de biomassa kent een optimum in het middenlitoraal.

(4) Aanbevelingen

1. Op basis van deze studie kunnen we volgende aanbevelingen doen: Deze studie toont duidelijk het belang aan van hydrodynamiek voor het voorkomen van bodemdieren in de Westerschelde. In hoeverre gelijkaardige relaties en grenzen gevonden worden in andere estuaria of kustgebieden is nog niet bekend. Aanbevolen wordt om eenzelfde analyse te doen voor de Oosterschelde en de Waddenzee. Voor deze gebieden zijn ook veel macrozoöbenthos data beschikbaar, alsmede hydrodynamische modellen. Interessant is dat bijv. de Oosterschelde over het algemeen veel minder dynamisch is dan de Westerschelde, waardoor hier andere soorten domineren (zie bijv. Cozzoli et al. 2013). Op basis van deze analyses kan dan besloten worden of de grens tussen hoog- en laagdynamisch hetzelfde is in de verschillende systemen, of dat er systeem-specifieke verschillen zijn.
2. Ecotoopenstelsel ZES.1: de klassengrenzen voor de verschillende ecotopen zijn in Bouma et al. (2005) bepaald via expert judgment en de op dat moment beschikbare kennis en informatie. Met de nieuwe inzichten van onder meer deze studie bevelen we aan de klassengrenzen van het ecotoopenstelsel nader te onderzoeken en waar nodig bij te stellen. Zie ook punt 1.
3. De Habitat Mapping methode is een methode om onderscheid te maken tussen twee groepen, op basis van de variantie binnen en tussen beide groepen. De methode levert een 'optimale' scheiding op tussen de twee groepen (in dit geval ecologisch rijke en ecologische arme groepen). In een aantal gevallen kan het zijn dat er twee bijna evenwaardige oplossingen bestaan, en dat het van een klein toeval afhangt waar het optimum dan precies valt. Het is aan te bevelen om de methode verder te ontwikkelen en een manier te zoeken om vast te stellen of er naast de gekozen 'optimale' oplossing een bijna even goed alternatief bestaat, en hoeveel slechter dat dan is. Daardoor zou je een beter beeld van de onzekerheid van de uiteindelijke oplossing kunnen krijgen.

-
4. Hydrodynamische modellering: Verschillende modellen leveren verschillende resultaten op voor de grens tussen ecologisch rijk en ecologisch arm op basis van maximale stroomsnelheid. Gebruik makend van de dataset Habitatmapping Sublitoraal zien we een onderscheid tussen ecologisch arm en ecologisch rijk bij 112 cm/s gebruik makend van de WLB modellen, en bij 94 cm/s op basis van de RWS modellen. Dit verdient nadere aandacht. Verder is nadere verifiëring en validatie van de modellen met meetgegevens noodzakelijk, met name in het litoraal:
 - o zie Plancke et al. (2015) over onder- en overschatting van hydrodynamische modellen in zowel sublitoraal als litoraal en hun aanbevelingen;
 - o onderschatting in het litoraal van de RWS ecotoop modellen (pers. med. Dick de Jong).
 5. Het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch habitat is hier gemaakt op basis van de relatie tussen bodemdieren en de door het getij gegenereerde stroomsnelheden. Ondiepe delen en het litoraal hebben ook te maken met dynamiek afkomstig van golven. Golven veroorzaken verstoring van de aanwezige biota. De ecologische tolerantiegrenzen van deze verstoring zijn grotendeels onbekend en hebben potentieel een grote impact op de vestigingskans en het voorkomen van bodemdieren. In het ZES.1 zijn golven opgenomen als mede bepalend voor het onderscheid tussen laag- en hoogdynamisch (Bouma et al. 2005), maar er is onvoldoende kennis, data en modelinstrumentarium beschikbaar om dit in de huidige ecotopenkaarten van de Westerschelde te integreren. In de Westerschelde werd in een eerste verkennende studie door Deltares al wel aangetoond dat golven (golfhoogte als parameter) een deel van de variantie in het voorkomen van bodemdieren verklaren.

Er is echter nood aan bijkomende analyses die de relatie tussen golven en bodemdieren valideren.

6 Dankwoord

De rapportage werd vanuit Rijkswaterstaat begeleid door Dick J. de Jong, Marco Schrijver en Silvana Ciarelli van Rijkswaterstaat Zeeland (ZD) en Saa Henry Kabuta van Rijkswaterstaat (WVL). Marco Schrijver van Rijkswaterstaat coördineerde tevens de in situ stroommetingen. Peter Herman (NIOZ, Deltares) heeft geadviseerd over de statistische methoden en het Habitat Mapping script ontwikkeld in R.

De macrozoöbenthos monsters zijn verzameld, gedetermineerd, geteld en gewogen door de Monitoring Taakgroep van het Koninklijk Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee (NIOZ), onder meer door Angela Dekker, Loran Kleine Schaars, Anke Engelberts, Daniel Blok en Olaf van Hoesel, en Vincent Escaravage heeft de macrofauna data set afgeleverd. Lennart van IJzerloo, Jos van Soelen en Annette Wielemaker assisteerden in het veld.

Sediment- en pigmentanalyses in het NIOZ laboratorium zijn uitgevoerd door onder andere Lennart van IJzerloo, Peter van Breugel, Coby van Zetten en Juriaan Brasser.

Yves Plancke (Waterloopkundig Laboratorium te Borgerhout) en Gwendy Vos (Waterloopkundig Laboratorium te Borgerhout en Antea Group) leverden de modelgegevens van het hydrodynamisch model van het WLB.

Peter Herman en Jeroen Wijsman hebben het rapport nagelezen en van kritische opmerkingen voorzien. Peter Herman heeft ook het script ontwikkeld voor de Habitat Mapping methode.

7 Literatuur

- Arcadis, 2014. Ecotopen in de Westerschelde, LTV Veiligheid en Toegankelijkheid.C003041.002666, 53 pp.
- Bouma H., de Jong D.J., Twisk F., Wolfstein K. 2005. "Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES.1) – Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren", juli 2005.
- Cozzoli F., Bouma T.J., Ysebaert T., Herman P.M.J. 2013. Application of non-linear quantile regression to macrozoobenthic species distribution modelling: comparing two contrasting basins. *Marine Ecology Progress Series* 475: 119-133.
- Depreiter, D.; Cleveringa, J.; van der Laan, T.; Maris, T.; Ysebaert, T.; Wijnhoven, S. 2014. T2009-rapport Schelde-estuarium. IMDC/Arcadis/Universiteit Antwerpen/Imares/NIOZ: [s.l.]. 522 + 2 bijlagen pp.
- Escaravage, V., H. Hummel, D. Blok, A. Dekker, A. Engelberts, T. den Exter, E. Hartog, O. van Hoesel, L. Kleine Schaars, R. Markusse, T. Meliefste, W. Sistermans, S. Wijnhoven. 2010. Macrozoobenthosonderzoek MWTL in de Delta 2009. Waterlichamen: Grevelingenmeer en Veerse Meer (voor en najaar), Oosterschelde en Westerschelde (najaar). Rapportage in het kader van Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands. NIOO-CEME-MON, Yerseke. Monitor Taskforce Publication Series 2010 – 05.
- Escaravage, V., H. Hummel, D. Blok, A. Dekker, A. Engelberts, O. van Hoesel, L. Kleine Schaars, R. Markusse, T. Meliefste, W. Sistermans, S. Wijnhoven. 2011. Macrozoobenthosonderzoek MWTL in de Delta 2010. Waterlichamen: Grevelingenmeer en Veerse Meer (voor en najaar), Oosterschelde en Westerschelde (najaar). Rapportage in het kader van Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL). NIOO-CEME-MON, Yerseke. Monitor Taskforce Publication Series 2011 – 09, 110 pp.
- Escaravage, V., Hummel, H., Blok, D., Dekker, A., Engelberts, A., Van Hoesel, O., Kleine Schaars, L., Markusse, R., Meliefste, T., Sistermans, W., Wijnhoven, S. 2012. Macrozoöbenthosonderzoek MWTL in de Delta 2011. Waterlichamen: Oosterschelde en Westerschelde (najaar). Monitor Taskforce Publication Series 2012 – 14.
- Escaravage V., H. Hummel, D. Blok, A. Dekker, A. Engelberts, O. van Hoesel, L. Kleine Schaars, R. Markusse, T. Meliefste, W. Sistermans, S. Wijnhoven. 2013. Macrozoöbenthosonderzoek MWTL in de Delta 2012. Waterlichamen: Oosterschelde en Westerschelde (najaar). Rapportage in het kader van Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL). NIOZ-MON, Yerseke, the Netherlands. RWS rapportnummer: BM: 13.14. Monitor Taskforce Publication Series 2013 – 23, 35 pp.
- Holzhauser, H.; Maris, T.; Meire, P.; Van Damme, S.; Nolte, A.; Kuijper, K.; Taal, M.; Jeuken, C.; Kromkamp, J.; van Wesenbeeck, B.; Van Ryckegem, G.; Van den Bergh, E.; Wijnhoven, S. (2011). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2 Vlaams Nederlandse Schelde Commissie (VNSC): Bergen op Zoom. 268 pp.
- Ides, S.; Plancke, Y.; Vos, G. 2011. Validation of a 2-dimensional hydrodynamic model within a study to propose the optimal disposal strategy in the Western Scheldt. *580 Houille blanche* 3: 36-41.
- Kers, A.S., L. Walburg, J. Bakker, A.H. Daane, D.J. de Jong, M. Schrijver, P. Lievense, L. Dekker & J. de Klerk. 2013. Dienstbeschrijving Zoute ecotopenkarteringen. Rijkswaterstaat CIV/ZD, Delft / Middelburg.
- Plancke Y., Ides S., Peters J.J. 2008. Determinatieonderzoek plaatrandstortingen – Deelrapport 1 – Historische morfologische analyse en analyse en interpretatie terreinmetingen. WL Rapporten, 791_06.
- Plancke Y., Vos G., De Mulder, T., Mostaert, F. 2009. Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 1: classificatie op basis van bodemvormen en hydrodynamica. WL Rapporten, 754-06. Waterbouwkundig Laboratorium, Antwerpen, België.

Plancke, Y.; Meire, D.; Verwaest, T.; Mostaert, F. 2015. Habitatmapping Zeeschelde: Deelrapport 7 – Verkenning intergetijdengebied Westerschelde. Versie 2.0. WL Rapporten, 00_028. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.

Sisternans, W.C.H.; Hummel, H.; Bergmeijer, M.A.; Blok, D.; Engelberts, A.G.M.; De Witte-Dek, L.; Dekker, A.; Hartog, E.; van Hoesel, O.J.A.; Kleine Schaars, L.; Markusse, M.M. 2009. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het Voor- en najaar van 2008: rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma. *Monitor Taskforce Publication Series*, 2009-05. NIOO-CEME: Yerseke. 108 pp.

Soetaert, K. & P.M.J. Herman. 2009. A practical guide to ecological modelling – using R as a simulation platform. Springer, 372 pp.

van der Wal D., G. Lambert, T. Ysebaert, Y. Plancke,, P.M.J. Herman. Macrozoobenthic abundance, diversity and functional traits in shallow subtidal estuarine waters: estuarine gradients or hotspots? *To be Submitted*.

van Wesenbeeck, B.K.; Holzhauer, H.; Troost, T. (2010). Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems: Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. Deltares: The Netherlands. 45 pp.

Vos, G.; Plancke, Y.; Mostaert, F. 2012. Overleg flexibel storten: Methodologie opvolging plaatrandstortingen. Versie 2.0. WL Rapporten, 00_031. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen, België.

Wijsman, J. W. M. 2003a. MOVE bodemdieren: Effecten van verruiming op de biomassa bodemdieren in de Westerschelde 1990-2001. RIKZ Middelburg, Rapport nummer: RIKZ/AB/2003.806x, 35 pagina's.

Wijsman, J. W. M. 2003b. Verkennende studie voor de validatie van het Zoute wateren EcotoOpenStelsel (ZES) aan de hand van bodemdiergegevens. WL | Delft Hydraulics, Rapport nummer: Z3670

Ysebaert, T. & P. Meire. 1999. Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment. A statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Report Institute of Nature Conservation IN 99/19. Brussel, Belgium.

Ysebaert T., P.M.J. Herman. 2002. Spatial and temporal variation in benthic macrofauna and relationships with environmental variables in an estuarine, intertidal soft sediment environment. *Marine Ecology Progress Series* 244: 105-124.

Ysebaert T., P. Meire, P.M.J. Herman, H. Verbeek 2002. Macrobenthic species response surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. *Marine Ecology Progress Series* 225: 79-95.

Ysebaert T., P.M.J. Herman, P. Meire, J. Craeymeersch, H. Verbeek, C.H.R. Heip. 2003. Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW-Europe. *Estuarine and Coastal Shelf Science* 57: 335-355.

Ysebaert T., Plancke Y., Bolle L., De Mesel I., Vos G., Wielemaker A., Van der Wal D., Herman P.M.J. 2009. Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 2: Ecologie en ecotopen in het subtidaal van de Westerschelde. Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie, Yerseke.

Verantwoording

Rapport C066/16

Projectnummer: 4313100004

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van IMARES.

Akkoord: Dr Ir Jeroen Wijsman
Senior onderzoeker

Handtekening:



Datum: 15 juni 2016

Akkoord: Dr ir Tammo Bult
Instituutsmanager

Handtekening:



Datum: 15 juni 2016

Appendix I: Lijst met afkortingen en begrippen

Variabele	Verklaring	Eenheid
AbsDyn of dZ	Gemiddeld absoluut hoogteverschil in een raai in periode van 2 weken	m
AbsMig	Absolute verplaatsingssnelheid van de megaribbel gemeten over periode van 2 weken	m/day
AIC	Akaike Information Criterion, een relatieve maat voor model performance	
ANOSIM	Multivariate statistische analyse ANALysis Of SIMilarity in het software pakket PRIMER	
ANOVA	Statistische univariate analyse ANALysis Of VARIance in R	
BAN	Studiegebied Rug van Baarland, Noord	
BAS	Studiegebied Rug van Baarland, Zuid	
BIC	Bayesian Information Criterion, een relatieve maat voor model performance	
C	Organisch stofgehalte van het sediment	%
Chla	Chlorofyl-a van het sediment	µg/g
d50	Mediane korrelgrootte van het sediment	µm
df	Aantal vrijheidsgraden in een statistische analyse	
disp_Inbio	Dispersie-index bodemdiersamenstelling, op basis van Inbio (variabiliteit in samenstelling binnen raai)	-
disp_Inden	Dispersie-index bodemdiersamenstelling, op basis van Inden (variabiliteit in samenstelling binnen raai)	-
dvd	Droogvalduur, waarde tussen 0% (sublitoraal) en 100% (supralitoraal)	%
F	F statistiek (bij variantie-analyse)	
H	Hoogte van de megaribbel (gemeten hoogteverschil tussen top en dal)	M
H/L	Steilheid van de megaribbel	-
Hoopjes	Aantal hoopjes (veldtelling), met name van de wadpier <i>Arenicola</i> spp.	ind/m2
L	Lengte van de megaribbel (gemeten afstand tussen twee toppen van megaribbels)	m
litoraal	Intergetijdengebied, (droogvallend bij laag water) in dit rapport gebieden met een droogvalduur van meer dan 4%, zie Figuur 2	
Inbio	Log transformeerde biomassa van bodemdieren	ln(mg/m2+1)
Inden	Log transformeerde dichtheid van bodemdieren	ln(ind/m2+1)
MONEOS	Monitoring Effecten Ontwikkelingsschets 2010 (monitoringsprogramma Schelde)	
MWTL	Monitoring Waterstaatskundige Toestand des Lands (monitoringsprogramma Nederland)	
n	Aantal	-
NAP	Normaal Amsterdams Peil	
P	Kans (probabiliteit), tussen 0 en 1	-
R	Statistische parameter in ANOSIM (PRIMER), hoe dichter bij 1, hoe meer verschillend de groepen in soortensamenstelling	
R ²	Determinatiecoëfficiënt, hoe dichter bij 1, hoe meer variatie wordt verklaard in een model	-
R ² _{adj}	Determinatiecoëfficiënt, rekening houdend met het aantal variabelen; hoe dichter bij 1, hoe meer variatie wordt verklaard in een model	-
S, soortenrijkdom	Aantal unieke taxa bodemdieren in een monster	-
SIMPER	Multivariate statistische analyse SIMilarity PERcentage in het softwarepakket PRIMER	
Slib	Fractie <63 µm (slib) van het sediment	%
Stotraai	Totaal aantal unieke taxa bodemdieren op de 9 stations van een raai	-
subtidaal	In dit rapport gebieden met een droogvalduur van 4% of minder, zie Figuur 2	
tv65	Duur dat maximale stroomsnelheid van 65 cm/s wordt overschreden (in het veld gemeten)	minuten
VAL	Studiegebied Plaat van Valkenisse	
Vavgavg	Gemiddelde gemiddelde stroomsnelheid, in het veld gemeten	cm/s
Verstoring	Diepste niveau van verstoring van de erosiepijnen na een periode van 2 weken	cm
Vmaxavg	Gemiddelde maximale stroomsnelheid, in het veld gemeten	cm/s
Vmaxmax	Gemiddelde maximale stroomsnelheid opgetreden in 1 maand (in het veld gemeten)	cm/s
Vmax of max v	Gemodelleerde maximale stroomsnelheid (springtij)	cm/s
Z	Hoogte	cm NAP

IMARES Wageningen UR

T: +31 (0)317 48 09 00

E: imares@wur.nl

www.imares.nl

Visitors address

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 5, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden



IMARES (Institute for Marine Resources and Ecosystem Studies) is the Netherlands research institute established to provide the scientific support that is essential for developing policies and innovation in respect of the marine environment, fishery activities, aquaculture and the maritime sector.

The IMARES vision

'To explore the potential of marine nature to improve the quality of life.'

The IMARES mission

- To conduct research with the aim of acquiring knowledge and offering advice on the sustainable management and use of marine and coastal areas.
- IMARES is an independent, leading scientific research institute.

IMARES Wageningen UR is part of the international knowledge organisation Wageningen UR (University & Research centre). Within Wageningen UR, nine specialised research institutes of the DLO Foundation have joined forces with Wageningen University to help answer the most important questions in the domain of healthy food and living environment.
